Erica H. Dunn
Jon Bart
Brian T. Collins
Brian Craig
Brenda Dale
Connie M. Downes
Charles M. Francis
Stephen Woodley
Paul Zorn

Surveillance des populations d'oiseaux dans de petites zones géographiques

Publication spéciale
Service canadien de la faune
Mars 2006

Canada

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Conseil d'édition

R.G. Clark
Direction générale des sciences et de la technologie
Environnement Canada

A.W. Diamond
Atlantic Cooperative Wildlife Ecology Research Network
University of New Brunswick

R. Letcher
Direction générale des sciences et de la technologie
Environnement Canada

H. Meltofte
National Environmental Research Institute
Danish Ministry of the Environment

P. Mineau
Direction générale des sciences et de la technologie
Environnement Canada

E. Nol
Department of Biology
Trent University

J.G. Robertson
Direction générale de l'intendance environnementale
Environnement Canada

J.-P. Savard
Direction générale des sciences et de la technologie
Environnement Canada

R. Ydenberg
Centre for Wildlife Ecology
Simon Fraser University

Rédacteur en chef

T. Gaston
Direction générale des sciences et de la technologie
Environnement Canada

Éditrice en chef

M. Poirier
Direction générale des communications
Environnement Canada

Le Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada est chargé des questions de compétence fédérale touchant les espèces sauvages, notamment de protéger et de gérer les oiseaux migrateurs et les habitats canadiens d'importance nationale. Il est aussi responsable des espèces en péril, de la réglementation du commerce international des espèces en péril et de la recherche sur les préoccupations d'importance nationale concernant les espèces sauvages. Il collabore avec les provinces, les territoires, l'Agence Parcs Canada et d'autres organismes fédéraux pour la recherche et aussi pour la gestion des espèces sauvages.

Pour obtenir de plus amples renseignements sur le Service canadien de la faune ou ses publications, veuillez communiquer avec les :

Publications scientifiques et techniques
Direction générale des communications
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3
(819) 997-1095
(819) 997-2756 (télécopieur)
cws-scf@ec.gc.ca
http://www.cws-scf.ec.gc.ca

Erica H. Dunn[1]
Jon Bart[2]
Brian T. Collins[1]
Brian Craig[3]
Brenda Dale[4]
Connie M. Downes[1]
Charles M. Francis[5]
Stephen Woodley[6]
Paul Zorn[7]

Surveillance des populations d'oiseaux dans de petites zones géographiques

Publication spéciale
Service canadien de la faune
Mars 2006

Also available in English under the title
Monitoring bird populations in small geographic areas
Canadian Wildlife Service, Special Publication

[1] Faune et science du paysage, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, Centre national de la recherche faunique, Ottawa (Ontario) K1A 0H3
[2] U.S. Geological Survey, Snake River Field Station, Boise, Idaho 83706
[3] Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, Burlington (Ontario) L7R 4A6
[4] Service canadien de la faune, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, Edmonton (Alberta) T6B 2X3
[5] Études d'oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0 (adresse actuelle : Service canadien de la faune, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, Centre national de la recherche faunique, Ottawa [Ontario] K1A 0H3)
[6] Agence Parcs Canada, 25 rue Eddy, Gatineau (Québec) K1A 0M5
[7] Agence Parcs Canada, 2630 chemin Sheffield, Ottawa (Ontario) K1A 0M5

Photo de la page couverture : Attawapiskat, Ontario (John Black, photographe)
Reproduite avec permission.
Pour avoir le droit d'imprimer la photo, il vous faut obtenir la permission du photographe.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par
le ministre de l'Environnement, 2006. Tous droits réservés.

N° de catalogue CW66-259/2006F
ISBN 0-662-71331-1

En ligne à l'adresse http://www.cws-scf.ec.gc.ca

PDF
N° de catalogue CW-259/2006F-PDF
ISBN 0-662-71332-X

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Surveillance des populations d'oiseaux dans de petites zones géographiques /
Erica H. Dunn ... [et al.].

(Publication spéciale / Service canadien de la faune)
Publ. aussi en anglais sous le titre: Monitoring bird populations in small geographic areas.
Également disponible sur l'Internet.
ISBN 0-662-71331-1
No de cat.: CW66-259/2006F

1. Oiseaux – Surveillance – Méthodologie.
2. Oiseaux – Inventaires – Méthodologie.
3. Oiseaux – Populations – Canada.
I. Dunn, Erica H.
II. Service canadien de la faune
III. Titre.
IV. Coll.: Publication spéciale (Service canadien de la faune)

QL677.4.M6614 2006 333.95'8110971 C2006-980060-X

Résumé

Il existe de nombreuses méthodes de surveillance des populations d'oiseaux et de nombreux documents où elles sont décrites. Cependant, peu de ressources fournissent des conseils détaillés sur chaque étape de l'organisation et de la tenue d'un relevé, depuis les premières étapes de la planification jusqu'à l'utilisation finale des données. Il y a encore moins de ressources conçues dans le but de répondre aux besoins d'une grande diversité d'utilisateurs potentiels, qu'il s'agisse de simples amateurs s'intéressant aux changements dans l'avifaune d'un refuge faunique de leur localité ou de professionnels vérifiant des hypothèses sur la réaction des oiseaux aux activités de gestion de l'habitat, quoique les consignes devraient pour une bonne part être les mêmes pour tous les programmes de surveillance. Que les objectifs d'un relevé soient très modestes ou d'une grande rigueur scientifique, les échantillons doivent être suffisamment nombreux et bien répartis pour donner des résultats significatifs, et le relevé doit être bien conçu de façon à garantir que les fonds et les efforts investis ne seront pas gaspillés.

Le présent document se veut une ressource complète pour quiconque prévoit organiser une surveillance d'oiseaux terrestres non coloniaux dans une zone géographique relativement petite (p. ex. de la taille d'un boisé de ferme à celle d'un grand parc). Il est divisé en deux parties : la première explique, de façon générale, l'importance d'une bonne conception des relevés et donne des conseils précis sur tous les aspects de la planification d'un projet et de la collecte de données de qualité aux fins de vérification d'hypothèses; la deuxième, indépendante et non technique, décrit des plans complets de relevés d'oiseaux effectués à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification, qui répondront à des questions sur la surveillance que posent fréquemment les amateurs et favoriseront la participation de bénévoles à la collecte de données. Le texte est émaillé de renvois à d'autres ressources, allant de documents généraux à des sources offrant des protocoles de surveillance, des logiciels d'analyse et des outils d'archivage de données.

Remerciements

Nous remercions Environnement Canada (Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques et Service canadien de la faune) d'avoir financé une rencontre entre les auteurs, qui leur a permis de discuter du contenu du présent document. Nous aimerions remercier également Steven Fancy qui a formulé des commentaires utiles sur le manuscrit.

La présente publication a été produite par la Section des documents scientifiques et techniques, Direction générale des communications, Environnement Canada, sous la responsabilité des personnes suivantes : Maureen Kavanagh, coordination et supervision; Linda Bartlett, mise en page; Marla Sheffer (réviseure contractuelle), révision scientifique; Michèle Poirier et Jean-Luc Malherbe (réviseur contractuel), révision du français; et Mark Hickson, impression.

Table des matières

Introduction 7

Partie 1. Conception d'un programme de surveillance

1.1 Objectifs du programme 13

1.2 Paramètres à évaluer 15
- 1.2.1 Listes des espèces 15
- 1.2.2 Surveillance de l'abondance 16
- 1.2.3 Surveillance démographique 16

1.3 Méthodes de terrain 18
- 1.3.1 Listes des espèces 19
  - 1.3.1.1 Techniques de relevés visuels et auditifs 19
    - 1.3.1.1.1 Recherche par secteur 19
    - 1.3.1.1.2 Dénombrements ponctuels et dénombrements par transect 20
  - 1.3.1.2 Capture au filet japonais 20
- 1.3.2 Abondance 21
  - 1.3.2.1 Techniques de relevés visuels et auditifs 21
  - 1.3.2.2 Méthodes d'estimation de la probabilité de détection 22
    - 1.3.2.2.1 Ajustement des dénombrements indiciels : échantillonnage lié à la distance 24
    - 1.3.2.2.2 Ajustement des dénombrements indiciels : méthode des deux observateurs 26
    - 1.3.2.2.3 Ajustement des dénombrements indiciels : analyse de sous-intervalles temporels de détection 27
    - 1.3.2.2.4 Réalisation de dénombrements « complets » 28
    - 1.3.2.2.5 Modélisation par marquage et recapture 29
    - 1.3.2.2.6 Ajustement des dénombrements indiciels : échantillonnage double 29
- 1.3.3 Succès de la reproduction 30
  - 1.3.3.1 Recherche de nids 30
  - 1.3.3.2 Capture au filet japonais 31
  - 1.3.3.3 Activité de reproduction 31

1.4 Qualité statistique des données 32
- 1.4.1 Exactitude, biais et précision 32
- 1.4.2 Stratégies pour augmenter la précision et réduire les biais 34

1.5 Conception de relevés 36
- 1.5.1 Échantillonnage spatial 36
  - 1.5.1.1 Échantillonnage stratifié 36
  - 1.5.1.2 Répartition des échantillons 38

1.5.2 Échantillonnage temporel 39
1.5.2.1 Choix du moment des dénombrements....39
1.5.2.2 Fréquence de l'échantillonnage 40
1.5.3 Taille de l'échantillonnage 40
1.5.3.1 Listes des espèces 40
1.5.3.2 Surveillance de l'abondance 41
1.5.3.3 Surveillance des tendances 42
1.5.3.4 Productivité....42

1.6 Autres éléments à considérer lors de la conception d'un programme de surveillance....43
1.6.1 Données auxiliaires 43
1.6.2 Formulaires de données et instructions 43
1.6.3 Stockage et analyse des données 45
1.6.4 Recrutement et formation du personnel de terrain 46
1.6.5 Étude pilote....46
1.6.6 Plan et protocoles de surveillance 46

Partie 2. Lignes directrices pour les relevés d'oiseaux effectués à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification

2.1 Introduction....51

2.2 Description du projet....52

2.3 Responsabilités des organisateurs....54

2.4 Conception du projet....58
2.4.1 Lieux d'échantillonnage 58
2.4.2 Nombre de lieux d'échantillonnage 59
2.4.3 Durée des dénombrements 60
2.4.4 Fréquence des visites....60

2.5 Gestion des données....61

Ouvrages cités....63

Annexes

Annexe 1. Ressources accessibles sur Internet 67

Annexe 2. Programmes de surveillance à grande échelle auxquels les bénévoles peuvent fournir des données recueillies à des sites de leur choix 68

Annexe 3. Méthodes pratiques pour la sélection des stations d'échantillonnage dans des strates....70

Introduction

Les biologistes qui s'occupent de la surveillance des populations d'oiseaux se font souvent poser la question suivante : « De quelle façon je m'y prends pour surveiller les oiseaux se trouvant dans …? », le lieu d'intérêt étant une zone géographique précise et relativement petite, comme une réserve naturelle ou un parc. Trop souvent, on ne répond que superficiellement, une réponse complète s'avérant beaucoup plus compliquée et plus longue qu'on ne pourrait le croire à première vue. Le présent document vise à traiter en détail le thème de la surveillance de populations dans des sites particuliers de façon à satisfaire les besoins d'un éventail d'utilisateurs, du simple amateur au professionnel.

La surveillance, au sens classique, soit la détection de changements dans les paramètres de populations sur de courtes et de longues périodes, peut aider à repérer les communautés ou les espèces d'oiseaux qui subissent d'importants changements démographiques, peut contribuer à l'établissement d'objectifs relatifs à l'habitat et sert d'outil pour l'évaluation des activités de gestion et de conservation. La surveillance d'une population d'oiseaux à un site particulier est généralement motivée par le désir de fournir des données pour la surveillance à une plus grande échelle géographique (p. ex. dans le cadre d'un programme national) ou d'étudier les changements dans les populations se trouvant dans le site choisi, souvent dans le but d'orienter la gestion du lieu.

Bien qu'il soit parfois possible d'effectuer simultanément une surveillance à l'échelle locale et à une grande échelle, cela présente certains défis importants. L'un des principes fondamentaux de la surveillance, quelle que soit l'échelle géographique, est que toutes les parties de l'aire géographique visée doivent avoir la chance d'être échantillonnées. À cette fin, il faut que les endroits échantillonnés soient choisis en fonction d'un plan d'échantillonnage déterminé. Si les lieux d'échantillonnage sont sélectionnés parce qu'ils sont « propices aux oiseaux », qu'ils sont facilement accessibles ou qu'ils abritent un habitat particulier (p. ex. une forêt protégée), il est peu probable qu'ils soient représentatifs de l'ensemble de la région. Il devient donc impossible de tirer des conclusions valides au sujet des oiseaux se trouvant ailleurs qu'aux lieux d'échantillonnage. Dans la plupart des cas, il est peu probable que les petites zones choisies (comme les parcs) aient été sélectionnées comme lieux d'échantillonnage à partir du plan d'échantillonnage d'un programme de surveillance à grande échelle, rigoureux sur le plan statistique, de sorte que l'on ne peut pas intégrer directement dans un tel programme les données provenant de ces zones sans biaiser les résultats.

Néanmoins, il y a un certain nombre de programmes coopératifs qui utilisent des données provenant de sites non choisis au hasard. Bien que ces programmes soient moins puissants que ceux qui sont fondés sur des plans d'échantillonnage rigoureux, ils peuvent produire des résultats utiles pour diverses activités scientifiques et de conservation s'ils sont assortis d'une analyse minutieuse et d'une interprétation appropriée. Participer à ce genre de programme permet le double avantage de fournir de l'information sur un site particulier susceptible d'intéresser le participant au relevé ainsi que des données comparatives d'autres sites permettant de placer les résultats en contexte. Les lecteurs que ce genre de programme de surveillance coopératif intéresse

devraient consulter l'annexe 2, qui donne de l'information sur les projets de surveillance à grande échelle sollicitant la participation de bénévoles échantillonnant des sites de leur choix.

Dans le présent document, nous fournissons des conseils détaillés sur la planification d'un projet et les techniques de collecte de données les mieux adaptées à la surveillance de la situation de populations dans des zones géographiques relativement petites, y compris des options qui peuvent intéresser tant les amateurs que les professionnels. Dans certains cas, la méthode peut être compatible avec l'un des projets à grande échelle susmentionnés, mais ce n'est pas le principal critère qui a orienté ce document. Alors que les bonnes méthodes de surveillance sont similaires quelle que soit l'échelle géographique, les objectifs de la surveillance diffèrent souvent selon la taille de la zone d'étude. Aux grandes échelles géographiques (régions ou aire de répartition entière d'une espèce), l'objectif le plus courant vise à établir les changements à long terme dans les populations. Bien que ce même objectif soit également fréquent aux échelles géographiques plus petites, les études portant sur de petites zones conviennent particulièrement bien à la vérification d'hypothèses en ce qui concerne, par exemple, la réaction des populations d'oiseaux aux activités de gestion ou aux variations dans l'habitat ou l'efficacité de diverses méthodes de relevé. Ces études seront grandement améliorées si l'on emploie des méthodes permettant d'estimer les taux de détection et d'ajuster ultérieurement les dénombrements bruts. La surveillance effectuée dans de petites zones vise un autre objectif courant, à savoir déterminer les espèces qui sont présentes (p. ex. pour faire un inventaire des espèces d'un parc) et de suivre les changements dans la composition d'une communauté d'oiseaux en fonction du temps. Le présent document est axé sur les méthodes les plus appropriées aux objectifs de surveillance couramment poursuivis pour les zones relativement petites.

Le document est divisé en deux parties. La partie 1 fournit des conseils généraux sur la planification d'un nouveau programme de surveillance, notamment sur l'établissement des objectifs, l'élaboration du plan d'échantillonnage, le choix du protocole de dénombrement, la préparation des activités sur le terrain et la planification de l'analyse des données. Les renseignements contenus dans la première partie peuvent servir à la conception d'un large éventail de programmes de surveillance, adaptés aux besoins particuliers de l'utilisateur, et ils seront très pertinents pour les biologistes désirant élaborer des plans pour une surveillance de qualité supérieure et/ou pour la vérification d'hypothèses. La partie 2 décrit en détail des lignes directrices et des options pour l'organisation d'un relevé d'oiseaux effectué à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification, type de programme bien adapté à la participation de bénévoles et pouvant satisfaire des objectifs de sensibilisation et d'éducation, ainsi que produire des données utiles sur les populations d'oiseaux. La première partie sera également précieuse pour les utilisateurs de la deuxième partie parce qu'elle explique les motifs qui justifient les recommandations formulées dans la deuxième partie.

Les méthodes présentées de surveillance de l'abondance sont particulièrement appropriées aux oiseaux terrestres ayant une répartition dispersée pendant la saison de reproduction ou en hiver. On trouvera des recommandations sur la surveillance de l'abondance des oiseaux terrestres pendant la migration dans Hussell et Ralph (1998). Bien que nous fassions mention de quelques-uns des défis que présente la conception d'un plan d'échantillonnage dans le cas des oiseaux vivant en colonies, nous ne traitons pas ici des méthodes spéciales souvent utilisées pour dénombrer ces espèces ou d'autres espèces nécessitant le recours à des méthodes

de dénombrement spécialisées (une bonne introduction à ce sujet est donnée par Bibby et al., 1992, et d'autres techniques plus particulières sont traitées par Fancy et Sauer, 2000). Néanmoins, nombre de concepts expliqués dans la première partie, en particulier pour l'établissement d'objectifs appropriés, sont pertinents pour toutes les espèces.

L'encadré I.1 donne les principaux points qui devraient être pris en considération avant la mise en œuvre d'un projet de surveillance. La première partie traite en détail de chaque point. Cependant, aucun document ne peut fournir à lui seul tous les conseils nécessaires à la conception d'une étude valable pour toutes les circonstances. Le lecteur trouvera des renseignements supplémentaires sur le site Web du U.S. National Park Service Inventory and Monitoring Program (annexe 1) et certains documents essentiels, ainsi que des sites Web, sont mentionnés dans le texte. Malgré la disponibilité des nombreuses ressources écrites, il est fortement recommandé à quiconque planifie un nouveau programme de surveillance de consulter un statisticien pendant la phase de conception du programme.

Encadré I.1. Points à considérer lors de la conception d'un programme de surveillance des oiseaux

- Objectifs du programme
- Paramètres à évaluer
- Méthodes de terrain
- Qualité statistique des données
- Conception de l'étude : échantillonnage spatial et temporel
- Formation du personnel et planification pour la gestion et l'analyse des données

Partie 1
Conception d'un programme de surveillance

1.1 Objectifs du programme

Encadré 1.1. Facteurs à considérer dans l'établissement des objectifs

- Questions à répondre
- Objectifs touchant la précision du relevé
- Plans d'utilisation des résultats
- Détermination de l'échelle géographique appropriée
- Détermination de l'échelle temporelle appropriée
- Espèces ciblées
- Coûts

Lors de la conception d'un programme de surveillance, les premières étapes cruciales consistent à définir les objectifs en déterminant les questions auxquelles l'étude devrait fournir des réponses, à énoncer clairement les objectifs touchant la qualité des résultats (précision du relevé) et à planifier l'utilisation des résultats. Les objectifs choisis auront une incidence sur pratiquement tous les aspects de l'étude, notamment sur les décisions relatives aux espèces à étudier, aux paramètres à évaluer, aux techniques de terrain à utiliser ainsi qu'aux lieux et à la fréquence de l'échantillonnage. On peut gaspiller beaucoup de temps, d'énergie et d'argent pour des études de populations mal adaptées aux questions auxquelles on veut répondre. Le gaspillage peut être tout aussi important si les données, même si elles sont de très grande qualité, ne sont pas analysées et utilisées en fonction du but pour lequel elles ont été recueillies. Même les relevés ayant des objectifs très modestes, comme celui de faire participer des bénévoles à des fins de sensibilisation et d'éducation, devraient être bien conçus de façon à faire le meilleur usage possible du temps qui y est consacré et à accroître la satisfaction que les bénévoles retirent de leur participation.

Les objectifs devraient être définis aussi précisément que possible. Il faut se demander non seulement « Qu'est-ce que je veux savoir? », mais aussi « Pourquoi est-ce que je désire cette information? » et « Est-ce que les résultats vaudront les efforts déployés? ». Par exemple, le but recherché pourrait être de déceler les changements dans les populations d'oiseaux d'un parc au cours d'un certain nombre d'années. Cependant, pourquoi désire-t-on connaître ces changements? À quoi serviront les résultats? Les méthodes choisies seront différentes si le but visé est l'éducation du public ou la satisfaction d'un intérêt personnel, ou si l'on prévoit utiliser les résultats pour gérer l'habitat ou les espèces, influencer les politiques publiques ou publier un article sur la vérification d'hypothèses dans une revue scientifique.

À l'étape de la fixation des objectifs, il est également nécessaire de déterminer l'échelle géographique la plus appropriée. Il faut se demander quel est le produit final recherché : est-ce de l'information sur une zone d'étude unique (p. ex. un parc), une comparaison entre les populations de divers habitats ou zones d'études (p. ex. un groupe de parcs) ou une comparaison entre les populations de la zone d'étude et de l'habitat environnant (p. ex. une comparaison des caractéristiques démographiques d'un parc avec celles des populations vivant à l'extérieur des limites du parc)?

Il faut aussi déterminer l'échelle temporelle désirée. Bien souvent, il est tentant de voir la surveillance comme une activité indéterminée et à long terme, mais il est important de fixer un échéancier pour l'atteinte de différents objectifs et résultats. En général, un tel échéancier est demandé par les bailleurs de fonds et celui-ci aide également à motiver les participants et à évaluer l'atteinte des objectifs du programme. Si l'objectif principal est à long terme, il faut envisager l'ajout d'autres objectifs, comme la vérification d'hypothèses à court terme, qui amélioreront grandement la valeur de la surveillance à long terme (Nichols, 2000).

Le choix des espèces ciblées devrait aussi faire partie de l'établissement des objectifs, étant donné que les meilleures techniques à utiliser varieront selon les espèces visées. Bien qu'il ne soit pratiquement jamais possible de surveiller toutes les espèces d'une zone d'étude au moyen d'un seul relevé, ce serait un véritable gaspillage de ressources que d'axer l'étude sur une seule espèce lorsqu'il serait facile de surveiller en même temps d'autres espèces.

Enfin, l'établissement initial des objectifs doit tenir compte des dépenses. On doit faire une estimation des coûts en incluant des dépenses réalistes pour le personnel, la formation, les activités sur le terrain et le traitement des données. À vue de nez, on estime qu'il faut consacrer de 25 à 30 p. 100 du coût total du projet au stockage des données, à leur analyse et à la préparation des rapports pour la diffusion des résultats aux publics visés. Il est souvent possible d'ajuster les plans de surveillance de façon à réduire les dépenses, mais s'il est impossible d'atteindre les objectifs de l'étude à la suite de tels ajustements, alors on ne doit tout simplement pas entreprendre le relevé.

1.2 Paramètres à évaluer

Les objectifs de l'étude déterminent les paramètres à évaluer et les mesures à prendre sur le terrain. Quelques exemples sont fournis dans l'encadré 1.2. Les paramètres devraient être rigoureusement définis, leur définition pouvant influer sur le choix des méthodes de terrain et la conception de l'étude.

Encadré 1.2. Exemples d'objectifs et de paramètres d'étude

Objectifs	Paramètres
▸ Détecter les tendances à long terme dans l'abondance des espèces dans un parc	▸ Nombre d'oiseaux qui chantent en juin, comme indicateur du nombre d'oiseaux qui cherchent à se reproduire
▸ Déterminer les habitats où les espèces ciblées sont les plus abondantes en hiver	▸ Densité moyenne des oiseaux dans chaque habitat pendant les mois d'hiver
▸ Déterminer dans quelle mesure le succès de la nidification varie en fonction du temps ou des blocs de traitement	▸ Proportion des nids où il y a eu envol d'un ou de plusieurs jeunes, pour chaque période ou bloc de traitement

1.2.1 Listes des espèces

On a souvent recours à des listes des espèces qui sont présentes ou qui nichent dans une région pour comparer la composition en espèces entre diverses périodes ou divers endroits, pour documenter la présence d'espèces inhabituelles et pour établir la présence saisonnière des espèces à des endroits particuliers. Les listes des espèces ont une valeur considérable sur le plan de la sensibilisation et de l'éducation du public, surtout lorsque des bénévoles participent à la collecte de données. (Voir dans la deuxième partie les lignes directrices concernant les relevés effectués par des bénévoles avec des listes des espèces.)

Il arrive fréquemment que le paramètre de base dans la préparation des listes des espèces ne soit pas bien défini. Souvent, l'objectif visé est de dresser une liste raisonnablement complète de toutes les espèces qui ont été signalées dans la zone d'étude, sur la base d'observations relativement minutieuses faites dans toute la zone et en tout temps de l'année. Dans ce cas, il n'est peut-être pas nécessaire d'évaluer rigoureusement dans quelle mesure la zone d'étude a été couverte dans son intégralité. Lors d'études menées à des fins plus scientifiques (p. ex. pour documenter le changement dans la composition des espèces en fonction du temps), le plan d'échantillonnage doit être plus rigoureux et permettre d'estimer les espèces qui ont effectivement été détectées parmi l'ensemble des espèces susceptibles d'être présentes. Dans ce cas, la surveillance de l'abondance pourrait être entreprise simultanément de façon à tirer le maximum du relevé. En fait, les listes des espèces sont souvent un produit secondaire de relevés conçus principalement à d'autres fins.

1.2.2 Surveillance de l'abondance

L'objectif le plus commun des études de surveillance des oiseaux vise à détecter les changements dans l'abondance. Les tendances des populations sont utiles en vue d'évaluer la situation d'une espèce, de définir les priorités en matière de conservation et de déterminer si les espèces réagissent aux activités de gestion. Cependant, dans la plupart des cas, les tendances des populations ne peuvent pas à elles seules fournir des données concluantes sur les causes des changements dans les populations. Il est donc utile de concevoir l'étude de façon à ce que les échantillons obtenus au cours de chaque période puissent aussi servir à vérifier des hypothèses quant aux différences d'abondance entre divers endroits ou habitats ou à évaluer la réaction des oiseaux aux activités de gestion (voir p. ex. le dernier exemple dans l'encadré 1.2). Cette façon de faire permet une évaluation régulière de l'importance des facteurs soupçonnés d'être la cause des changements dans les populations, de sorte que lorsqu'on décèlera des tendances inquiétantes, il y aura déjà de l'information disponible quant aux meilleures techniques de gestion.

Pendant la saison de reproduction, le terme « abondance » se définit habituellement comme le nombre d'oiseaux qui tentent de se reproduire (c.-à-d. qui défendent un territoire) dans la zone d'étude. Cette définition permet d'utiliser le nombre d'oiseaux qui chantent comme variable à mesurer pendant les relevés. Dans certains cas, en particulier celui des oiseaux aquatiques, il peut s'avérer préférable de recourir à des méthodes de dénombrement qui incluent les oiseaux non territoriaux, qui sont non reproducteurs. La définition du terme « abondance » en dehors de la saison de reproduction peut être difficile, particulièrement dans le cas des espèces chez lesquelles on observe des variations dans la tendance au rassemblement et dans les déplacements tout au long de l'hiver. Selon les objectifs de l'étude, le paramètre d'abondance le plus approprié en dehors de la saison de reproduction peut être le nombre moyen d'oiseaux présents pendant la période d'étude ou le nombre maximal d'oiseaux présents à n'importe quel moment.

1.2.3 Surveillance démographique

La connaissance des processus démographiques—productivité et survie—constitue un élément crucial dans la modélisation de la dynamique des populations d'une espèce, et les renseignements sur les processus démographiques permettent souvent de découvrir les causes des changements observés dans l'abondance.

En général, il est plus facile de surveiller la productivité que la survie, parce que l'estimation des taux de survie nécessite une étude à long terme et souvent des échantillons plus importants que ceux que l'on peut obtenir à un endroit unique. Le présent document met l'accent sur la surveillance de la productivité, mais fait remarquer qu'il existe des protocoles (p. ex. le programme Monitoring Avian Productivity and Survivorship [MAPS]; annexe 1) que l'on pourrait éventuellement utiliser pour surveiller les taux de survie chez certaines espèces dans une zone d'étude unique.

La surveillance de la productivité est habituellement axée sur la détection des différences spatiales ou interannuelles dans le succès de la reproduction ainsi que sur la détermination des causes de ces fluctuations, avec la détection des tendances à long terme comme objectif secondaire. Assortie d'un plan d'étude approprié, la surveillance démographique peut

servir à déceler les différences dans le succès de la reproduction en fonction de l'habitat, des taux de prédation, des conditions météorologiques et d'autres facteurs.

Les paramètres liés à la productivité comprennent le succès de la nidification (nombre de jeunes qui quittent le nid par tentative de nidification), la proportion d'adultes manifestant un comportement parental (p. ex. nourrissant des jeunes) et la proportion de jeunes oiseaux dans la population après la saison de reproduction. Les deux premiers paramètres sont des indicateurs du succès de la reproduction dans la zone d'étude, tandis que le dernier (rapports des âges) peut inclure des oiseaux qui sont arrivés dans la zone d'étude en provenance d'ailleurs (Nur et Geupel, 1993), de sorte qu'il est difficile de définir la population qui est surveillée.

1.3 Méthodes de terrain

La présente section expose les méthodes de terrain recommandées pour mesurer les paramètres décrits dans la section 1.2 et indique les forces et les faiblesses de chaque approche. Le recours à l'une de ces méthodes courantes garantit que les résultats seront comparables à ceux de nombreuses autres études. De plus, pour bon nombre de ces méthodes, les instructions touchant la collecte des données, les formulaires de données et les programmes d'analyse sont facilement accessibles. Quelques approches courantes pour l'atteinte des objectifs d'étude sont résumées dans l'encadré 1.3.

Encadré 1.3. Approches courantes pour l'atteinte d'objectifs d'étude particuliers

- Si l'étude vise à offrir des occasions de participer à des travaux sur le terrain sans avoir à concevoir ou à organiser un relevé, envisagez le recrutement de bénévoles pour fixer un lieu d'échantillonnage dans la zone d'étude de l'un des relevés existants faisant appel à des bénévoles et décrits à l'annexe 2.
- Pour recueillir des données sur la présence et la répartition des espèces dans une zone d'étude, l'approche la plus simple consiste à demander à des observateurs qualifiés de visiter plusieurs fois toutes les parties de la zone d'étude, pendant toute la saison visée, et de noter toutes les espèces détectées, en indiquant où et quand elles ont été observées (voir la partie 2).
- En utilisant les mêmes méthodes que ci-dessus, mais en consignant aussi le nombre d'oiseaux observés à chaque visite, on obtiendra de l'information sur l'abondance relative des espèces. Si le plan d'échantillonnage permet la répétition de l'effort dans l'avenir, les résultats pourraient refléter les changements dans les populations d'oiseaux détectables aux lieux d'échantillonnage (voir la partie 2).
- Si l'on dispose d'un plan d'échantillonnage conçu avec soin et d'un échantillonnage de taille appropriée, les « dénombrements indiciels » (dénombrements non ajustés pour tenir compte des différences dans les taux de détection) peuvent fournir des estimations quantitatives des tendances spatiales ou temporelles dans l'abondance, données qui peuvent à tout le moins servir à orienter d'autres recherches, plus rigoureuses, sur les causes possibles des changements.
- Il existe des méthodes de réduction de biais permettant d'obtenir des résultats de dénombrements d'oiseaux plus solides et interprétables, et l'on devrait y recourir chaque fois que c'est possible—en particulier quand on vise à comparer l'abondance des oiseaux en fonction des habitats, des espèces ou des années avec un degré de précision statistique approprié à la vérification d'hypothèses et au soutien des activités de gestion. Les méthodes examinées dans le présent document pour ajuster les dénombrements indiciels sont l'échantillonnage lié à la distance, la méthode des deux observateurs, les approches fondées sur l'échantillonnage avec retraits et l'échantillonnage double.
- Le protocole du programme MAPS (annexe 1) (effort constant de capture au filet japonais) peut servir à recueillir des indices de variation annuelle dans la productivité et la survie à l'échelle régionale.
- La Breeding Biology Research and Monitoring Database (BBIRD) (surveillance intensive des nids) (annexe 1) représente une approche utile pour l'obtention d'information relativement non biaisée sur le succès de la reproduction.

Peu importe le choix de la méthode de terrain, pour obtenir des résultats utiles, il faut qu'on utilise la méthode de façon uniforme, en répartissant les stations d'échantillonnage de manière appropriée et en recueillant un nombre suffisant de données. Ces conditions s'appliquent à toutes les techniques et à toutes les questions examinées et concernent aussi le degré de précision souhaité, de sorte qu'elles seront traitées séparément dans d'autres sections du présent document.

1.3.1 Listes des espèces

Pour produire une liste des espèces, les relevés visuels et auditifs constituent la méthode de choix si l'on prévoit utiliser une seule méthode de terrain (Dunn et Ralph, 2004). Certains groupes d'espèces seront sous-représentés dans les dénombrements visuels et auditifs, comparativement à l'emploi de filets japonais (p. ex. les espèces discrètes se tenant dans le sous-étage de végétation dense ou celles qui chantent rarement), mais la plupart des espèces finiront par être répertoriées si l'effort déployé lors du relevé est suffisant. Les principales techniques de relevés visuels et auditifs sont décrites ci-après.

1.3.1.1 Techniques de relevés visuels et auditifs

1.3.1.1.1 Recherche par secteur

La recherche par secteur consiste à parcourir toutes les parties d'un secteur prédéfini en notant toutes les espèces détectées. Les avantages de la recherche par secteur pour réaliser des relevés d'espèces, comparativement aux dénombrements ponctuels et aux dénombrements par transect (voir la section 1.3.1.2 ci-dessous), sont que les observateurs peuvent concentrer leurs efforts dans les parties de la parcelle où les oiseaux sont très abondants et suivre les individus posant problème pour assurer une bonne identification. Cependant, la recherche par secteur est moins pratique dans les endroits à végétation très dense où les déplacements de l'observateur sont difficiles ou peuvent causer des perturbations susceptibles d'effrayer les oiseaux, qui pourraient se taire ou quitter la parcelle d'échantillonnage. Dans certains secteurs, les déplacements des observateurs peuvent être restreints par la nécessité de ne pas endommager la végétation ou de demeurer à l'extérieur d'une propriété privée.

Il existe deux approches principales pour l'utilisation de la recherche par secteur dans le but de réaliser un mauvais inventaire des espèces, qui diffèrent principalement par la taille du secteur visé. La première est utilisée dans la plupart des projets de type atlas (cartographie détaillée des aires de répartition des oiseaux), dans lesquels la zone d'étude est divisée en unités d'égale superficie habituellement trop grandes pour assurer un bon échantillonnage en une seule journée (souvent des carrés de 5 ou de 10 km). Chaque carré ou un échantillonnage de carrés choisi de façon à être représentatif (voir la section 1.5.1) fait l'objet d'une recherche approfondie en de nombreuses visites, habituellement sur une période limitée de plusieurs années (voir Smith, 1990, pour obtenir plus d'information sur les atlas). Cette division en unités de superficie égale garantit que toutes les parties de la zone d'étude seront visitées et rend le relevé plus facile à répéter à l'avenir. Dans la plupart des cas, ces carrés sont trop grands, complexes ou inaccessibles pour qu'il soit possible de les parcourir au complet, les observateurs ne pouvant effectuer les

relevés que dans certaines parties du carré. Dans ce cas, il est important de s'assurer que l'échantillonnage comprend au moins certaines parties de tous les habitats représentés dans le carré visé.

La deuxième approche pour la recherche par secteur consiste à choisir un groupe représentatif de parcelles d'échantillonnage relativement petites (p. ex. de 1 à 2 ha jusqu'à 1 km^2, selon l'habitat), de sorte qu'il soit possible d'effectuer les recherches dans toutes les parties de la parcelle en une seule visite (voir dans la partie 2 des renseignements détaillés sur cette approche). Si l'on effectue un nombre suffisant de visites, il est possible de dresser une liste raisonnablement complète des espèces (Dieni et Jones, 2002). L'avantage de cette deuxième approche est qu'il est possible de la combiner à des dénombrements d'oiseaux de durée déterminée (p. ex. 20 min.) pour obtenir un indice d'abondance. De fait, il n'est pas très logique de se contenter de noter la présence d'une espèce dans ces circonstances, étant donné que le fait de connaître aussi le nombre d'individus augmente de beaucoup la valeur de l'ensemble de données.

1.3.1.1.2 Dénombrements ponctuels et dénombrements par transect

Pour effectuer un dénombrement ponctuel, l'observateur doit se tenir à un endroit prédéterminé pendant une certaine période (habituellement 3, 5 ou 10 min.) et noter toutes les espèces qu'il voit ou entend (Ralph *et al*., 1995a; Hamel *et al*., 1996). Lors d'un dénombrement par transect, l'observateur se déplace lentement le long d'un trajet donné, notant toutes les espèces qu'il détecte des deux côtés de ce trajet pendant toute la durée du trajet. Ces techniques ne permettront peut-être pas de dresser une liste des espèces aussi complète que dans le cas d'une recherche par secteur, mais elles ont l'avantage supplémentaire d'être également utilisables pour la surveillance de l'abondance (voir ci-après). Pour des relevés à double objectif, on peut demander aux observateurs de noter toutes les espèces qu'ils détectent pendant leurs déplacements entre les endroits où ils effectuent les dénombrements ponctuels ou les dénombrements par transect visant la surveillance de l'abondance dans le but d'enrichir la liste globale des espèces. Les dénombrements ponctuels peuvent être plus indiqués que les dénombrements par transect dans les habitats à végétation dense parce que l'observateur se tient immobile à un endroit au lieu de provoquer des perturbations constantes en faisant ses observations. Le temps consacré à chaque unité de surface est plus facile à normaliser dans le cas des dénombrements ponctuels. Enfin, les dénombrements ponctuels ou par transect peuvent être préférables aux recherches par secteur lorsqu'il faut demander un droit d'accès aux propriétaires fonciers, qui laisseront peut-être plus volontiers les observateurs venir sur leur terrain si ceux-ci n'ont que des stations d'échantillonnage précises à visiter.

1.3.1.2 Capture au filet japonais

Pour établir une liste des espèces, il peut parfois être utile de combiner des relevés visuels et auditifs avec un programme de capture, utilisant par exemple le filet japonais. Cette dernière technique permet une meilleure détection de certaines espèces discrètes que les relevés visuels et auditifs (Pagen *et al*., 2002; Ralph et Dunn, 2004), surtout en dehors de la saison de reproduction, où il est possible que les oiseaux chantent peu. Cependant, la capture au filet japonais nécessite des efforts intensifs de la part d'un personnel bien formé ayant obtenu du gouvernement fédéral un permis pour la capture d'oiseaux (voir North American Banding Council, 2001a,b) et elle est moins efficace que les dénombrements visuels et auditifs si l'on veut détecter le plus grand nombre d'espèces possible pendant une période donnée.

1.3.2 Abondance

1.3.2.1 Techniques de relevés visuels et auditifs

Pour effectuer des dénombrements d'oiseaux, on peut utiliser les mêmes techniques que celles qui ont été décrites pour l'établissement de la présence ou de l'absence des espèces, soit la recherche par secteur (dans de petites parcelles), les dénombrements ponctuels et les dénombrements par transect (ainsi que la capture au filet japonais). Au lieu de noter simplement les espèces détectées, l'observateur consigne également le nombre d'oiseaux qu'il a vus ou entendus pendant une période de dénombrement déterminée (p. ex. 20 min. pour une recherche dans un secteur de 2 ha ou 5 min. pour un dénombrement ponctuel).

Toutes choses étant égales par ailleurs, les dénombrements par transect sont préférables aux dénombrements ponctuels pour l'échantillonnage de l'abondance lorsqu'on a recours à des techniques d'échantillonnage lié à la distance (voir ci-après), parce qu'ils peuvent produire des estimations plus fiables de l'abondance et de la densité des oiseaux (Rosenstock *et al*., 2002). Cependant, en particulier dans le cas des oiseaux forestiers, il est possible que les conditions requises pour la tenue d'un dénombrement par transect ne soient pas satisfaites. De plus, il peut s'avérer préférable d'effectuer un dénombrement ponctuel quand les conditions du terrain rendent difficile la marche en ligne droite, quand le bruit créé par le déplacement de l'observateur nuit à la détection des chants ou des cris d'oiseaux, quand on étudie plusieurs espèces dans un secteur où l'habitat est morcelé ou quand on veut établir une relation entre les données sur les oiseaux et les variables de l'habitat (Fancy et Sauer, 2000). Il est également plus facile de normaliser le temps que les observateurs consacrent aux dénombrements ponctuels, par rapport aux dénombrements par transect. On peut utiliser une combinaison de dénombrements par transect et de dénombrements ponctuels au cours d'une même étude de façon à faire le meilleur usage possible des deux techniques.

Les dénombrements ponctuels durent habituellement 3, 5 ou 10 min. Les dénombrements de cinq minutes sont souvent recommandés de préférence aux dénombrements de plus longue durée (Ralph *et al*., 1995a; Rosenstock et al., 2002; Thompson *et al*., 2002) parce qu'il est statistiquement plus valable d'effectuer davantage de dénombrements dans un plus grand nombre d'endroits que de détecter quelques oiseaux de plus à moins d'endroits. Cependant, lorsque le temps nécessaire au déplacement entre deux stations d'échantillonnage est grand (de sorte que des dénombrements moins longs ne permettraient pas de visiter de nombreux autres endroits), il peut être préférable d'effectuer des dénombrements de 10 minutes afin de recueillir le plus grand nombre d'observations possible (et de détecter le plus grand nombre d'espèces possible, si l'inventoriage des espèces figure parmi les objectifs de l'étude). Les dénombrements de dix minutes sont également recommandés lorsqu'il y a beaucoup d'oiseaux à compter et dans le cas des études sur les associations entre les oiseaux et les habitats, de façon à réduire le nombre d'oiseaux non détectés (Hutto et Young, 2002). Peut-être plus important encore, la tenue de dénombrements de dix minutes au cours desquels les oiseaux sont notés séparément dans des sous-intervalles (p. ex. des dénombrements de 3, 2 et 5 min. pendant la période de 10 min.) permet de recourir à des méthodes statistiques pour réduire les biais (Farnsworth *et al*., 2002; voir la section 1.4). De plus, la division des dénombrements de 10 minutes en sous-échantillons

minutés maximise la possibilité de comparer les résultats à ceux d'autres études fondées sur des dénombrements ponctuels (Ralph *et al*., 1995a).

Une autre technique de dénombrement d'oiseaux, qui est essentiellement une variante du dénombrement ponctuel, consiste à utiliser des microphones aux lieux d'échantillonnage pour enregistrer les sons pendant une période normalisée (Hobson *et al*., 2002). On analyse par la suite les enregistrements pour identifier les espèces et estimer (au moyen de données d'enregistrement stéréo) le nombre d'individus enregistrés. Les principaux avantages de cette méthode sont les suivants : les travaux sur le terrain peuvent être effectués par des employés qui n'ont pas les compétences requises pour l'identification des oiseaux; les chants peuvent au besoin être écoutés à plusieurs reprises pour permettre l'identification; plusieurs observateurs peuvent écouter les enregistrements, ce qui permet de tenir compte des disparités entre observateurs; les données de terrain ne sont pas tributaires de la qualité de l'observateur; des archives sonores permanentes qu'il est possible de réécouter existent. Les inconvénients comprennent le coût de l'équipement, le besoin régulier d'observateurs compétents pour l'analyse des enregistrements, la capacité limitée de faire des enregistrements en présence de bruits de fond intenses (en particulier dus à la circulation et au vent), le manque d'information sur la distance entre l'oiseau et les microphones et l'impossibilité de détecter les oiseaux visibles mais silencieux. Pour dresser un inventaire complet des espèces, les enregistrements sonores doivent être combinés à un certain degré d'observation visuelle. À mesure que la technologie s'améliore, il pourrait devenir possible d'automatiser l'identification des espèces par leurs chants. En théorie, il est possible d'estimer la distance avec une batterie de trois microphones ou plus, de sorte que cette technique pourrait un jour fournir plus que des dénombrements indiciels (voir la section 1.3.2.2).

1.3.2.2 Méthodes d'estimation de la probabilité de détection

Dans pratiquement tous les dénombrements d'oiseaux, une certaine proportion des oiseaux présents échappe aux observateurs, de sorte que les résultats sont des *indices* plutôt que des dénombrements complets. Il y a absence de biais parmi les échantillons (même si certains oiseaux n'ont pas été comptés dans chaque échantillon) lorsque la probabilité de détection, soit le rapport entre le résultat du dénombrement et le nombre réel d'oiseaux présents, est la même dans tous les échantillons. Malheureusement, il est bien établi que la proportion d'individus détectés diffère d'un échantillon à un autre, de sorte que l'on peut tirer des conclusions inappropriées si l'on se fie aux dénombrements indiciels (Thompson, 2002; Sauer et Link, 2004). Par exemple, si un observateur détecte 50 p. 100 des oiseaux présents dans la parcelle échantillonnée pour un habitat ou un bloc de traitement, mais qu'il en détecte 80 p. 100 dans une autre (par exemple à cause de différences dans la densité du sous-bois ou dans la hauteur du couvert), l'étude donnera à penser qu'il existe une différence de densité substantielle même s'il n'y en a aucune. De même, si une petite proportion de la population est dénombrée pendant les premières années d'un relevé et une proportion beaucoup plus grande lors des années subséquentes (peut-être à la suite d'un changement dans l'habitat dans les secteurs échantillonnés ou d'un accroissement des compétences des observateurs), l'estimation des tendances sera substantiellement biaisée.

La plupart des relevés effectués par des bénévoles produisent des dénombrements indiciels, correspondant simplement au nombre d'oiseaux détectés. On utilise souvent ces résultats comme une indication des tendances à long terme dans la taille des populations, en supposant qu'il n'y ait pas de tendance temporelle dans la probabilité de détection. Bien que

cette hypothèse soit normalement exacte, il est toujours possible qu'elle soit fausse. Chaque fois qu'il est possible, il est proposé de recourir à des techniques permettant d'estimer la probabilité de détection, surtout dans les études dont les résultats seront utilisés pour la vérification d'hypothèses ou la prise de décisions en matière de gestion. Ce type d'étude fera probablement appel à des employés rémunérés pour la tenue d'une partie ou de la totalité des dénombrements, de sorte que l'on pourra demander aux observateurs de respecter des normes plus élevées pour la collecte des données. Les techniques de réduction des biais peuvent inclure le choix de méthodes de terrain qui estiment la probabilité de détection (voir la section 1.3.2.2.3; Thompson, 2002), mais aussi des ajustements pour les biais connus à l'étape de l'analyse des données (p. ex. les ajustements en fonction de l'amélioration des observateurs dans l'analyse des données du Relevé des oiseaux nicheurs [BBS] de l'Amérique du Nord; Sauer *et al*., 1994).

On débat actuellement de la nécessité et de l'efficacité de certaines techniques de réduction des biais (p. ex. pour une analyse des avantages relatifs de l'intégration de méthodes d'échantillonnage liées à la distance dans les relevés par dénombrements ponctuels, voir Ellingson et Lukacs [2003] et Hutto et Young [2003]). D'après des indications obtenues sur le terrain, pour une espèce donnée et dans un habitat uniforme, il est possible de dégager avec des dénombrements indiciels les mêmes tendances et fluctuations annuelles, en termes de sens (hausse ou baisse) sinon d'ampleur, qu'avec l'échantillonnage lié à la distance, même quand il y a de grandes différences entre les divers échantillons en ce qui a trait à la probabilité de détection (Norvell *et al*., 2003—bien que ces auteurs ne soulignent pas ce point; Howell *et al*., 2004). Si nous recommandons l'utilisation de techniques de terrain pour la réduction des biais, ce n'est pas parce que nous pensons que les dénombrements indiciels donnent nécessairement des résultats incorrects ou parce que nous croyons à l'efficacité absolue de ces techniques. À l'instar de Nichols *et al*. (2000), nous pensons plutôt qu'il faut tirer profit du fait que les conditions sur lesquelles sont fondées les résultats des dénombrements indiciels peuvent souvent être corrigées au moins partiellement sans y consacrer beaucoup d'efforts additionnels. Même si ce n'est que par souci de crédibilité aux yeux de la communauté scientifique, il est prudent de recourir à des techniques de réduction des biais chaque fois qu'il est possible de le faire. Par ailleurs, nous ne pouvons toutefois entériner inconditionnellement aucune des techniques proposées. De plus, nous reconnaissons qu'il n'est pas toujours possible d'utiliser des techniques de terrain permettant d'évaluer la probabilité de détection (comme dans certains relevés effectués par des bénévoles). Si le choix consiste à ne pas avoir d'information du tout ou à recueillir des données au moyen de méthodes indicielles pouvant refléter la situation générale des populations d'oiseaux et faire ressortir les problèmes nécessitant d'autres recherches, alors nous appuyons le recours aux dénombrements indiciels.

Les méthodes décrites ci-après pour l'estimation de la probabilité de détection peuvent toutes réduire les biais dans une certaine mesure, mais chacune repose également sur d'importantes conditions de validité et il faudrait tenir compte de la possibilité que l'on soit incapable de satisfaire ces conditions lors du choix de la technique de terrain. Il faut se rappeler que les estimations ajustées en fonction des biais peuvent encore comporter un biais. Par exemple, si 50 p. 100 des oiseaux sont répertoriés dans un habitat ou un bloc de traitement et 80 p. 100 dans un autre, l'ajustement relatif à la probabilité de détection pourrait améliorer les estimations jusqu'à 80 p. 100 et 95 p. 100, respectivement, les rendant ainsi plus comparables, mais sans réussir à éliminer totalement le biais. Dans les cas extrêmes, s'il y a violation grave

des conditions de validité sur lesquelles repose une méthode, les estimations corrigées pour la détectabilité pourraient être plus biaisées que les estimations initiales non corrigées.

Il faut faire davantage de recherches sur le terrain de façon à être en mesure de comparer directement les dénombrements avec et sans estimation de la probabilité de détection pour évaluer l'ampleur des différences dans les conclusions tirées ainsi que l'effet probable que ces différences auraient quant à la prise de mesures de gestion. Cependant, les techniques de réduction des biais évoluent et l'on met au point de nouvelles méthodes de terrain ainsi que des approches pour l'analyse des données. Il est donc important que les planificateurs examinent les documents publiés de façon à pouvoir tenir compte des nouveaux développements dans la conception de leurs études.

1.3.2.2.1 Ajustement des dénombrements indiciels : échantillonnage lié à la distance

L'échantillonnage lié à la distance est une méthode d'ajustement qui permet d'estimer la densité réelle des oiseaux au lieu d'obtenir un simple indice d'abondance, dans la mesure où les conditions de validité sont satisfaites. Dans le cadre de dénombrements ponctuels ou de dénombrements par transect, la distance entre chaque oiseau et l'observateur est notée (dans le cas des dénombrements par transect, la distance est perpendiculaire au trajet du transect). La distance est notée soit précisément, soit suivant des zones déterminées (p. ex. < 50 m, de 50 à 100 m, > 100 m). Étant donné que la probabilité de détection des oiseaux les plus proches de l'observateur est habituellement plus élevée que la probabilité de détection de ceux qui sont plus loin, le taux de diminution du nombre d'oiseaux détectés en fonction de la distance peut servir à estimer les probabilités de détection et, par conséquent, la densité pour chaque distance. Si les conditions de validité sont satisfaites, cette technique réduit le biais attribuable aux différences dans la détection des espèces à différentes distances dans des habitats différents et peut aussi corriger les différences annuelles ou les différences entre les observateurs quant à la distance de détection (Diefenbach *et al*., 2003; Norvell *et al*., 2003).

Cependant, pour l'échantillonnage lié à la distance, il faut donner une bonne formation aux observateurs afin que leurs estimations de la distance soient précises et uniformes, les estimations faites par des observateurs non formés pouvant différer d'un ordre de grandeur (DeSante, 1981). Même avec une formation poussée, qui peut réduire les erreurs à aussi peu que 10 p. 100 (Scott *et al*., 1981), il demeure très difficile pour les observateurs d'évaluer la distance à laquelle se trouvent les oiseaux qui chantent (le chant étant le principal moyen de détection des oiseaux dans les habitats forestiers). Les détecteurs de distance au laser peuvent être utiles dans les habitats ouverts où l'on peut voir les oiseaux et renfermant ça et là de gros objets sur lesquels on peut pointer le laser, mais ils sont inutiles dans de nombreux habitats. De plus, l'estimation des distances peut distraire l'observateur de sa tâche de détection des oiseaux.

Le fait de noter l'emplacement d'oiseaux à l'intérieur d'intervalles de distance plutôt qu'à une distance précise améliore l'uniformité entre les observateurs et diminue la distraction, mais réduit aussi la précision des estimations de l'abondance. Rosenstock *et al*. (2002) recommandent d'établir de quatre à huit zones, sans attribuer de limite à la zone extérieure et en augmentant la taille des zones à mesure que la distance par rapport à l'observateur augmente (p. ex. 10, 25, 50, 100, 200 et > 200 m). On peut aussi donner une estimation précise de la distance sur le terrain et regrouper les données par zones à l'étape de l'analyse, comme le recommandent Norvell *et al*. (2003). Il est également possible de faire un échantillonnage lié

à la distance en délimitant seulement deux zones (p. ex. ≤ 50 m et > 50 m, combinant ainsi un dénombrement sur une « distance fixe » de 50 m et un dénombrement sur une « distance illimitée »). Cette dernière technique est souvent envisagée pour les relevés dans des habitats où l'estimation de la distance est particulièrement difficile (comme dans les habitats forestiers) ou quand les relevés seront réalisés par des bénévoles ou d'autres grands groupes pour lesquels la formation en matière d'estimation des distances doit être simplifiée. L'utilisation de seulement deux zones repose sur l'hypothèse selon laquelle essentiellement 100 p. 100 des oiseaux de la zone intérieure sont détectés, ce qui sera rarement le cas. Néanmoins, dans une étude portant sur quatre espèces, Norvell *et al*. (2003) ont montré qu'un dénombrement sur une distance fixe de 50 m avait donné des estimations d'abondance assez semblables aux résultats d'un échantillonnage lié à la distance (bien qu'un dénombrement sur une distance fixe de 25 m n'ait pas donné le même résultat). Il faut effectuer davantage d'études comparatives de ce genre.

Les méthodes d'échantillonnage lié à la distance reposent sur des conditions de validité dont les plus importantes sont les suivantes : les stations de dénombrement ponctuel ou les transects sont sélectionnés à l'aide d'un bon plan d'échantillonnage (c.-à-d. situés au hasard relativement à la localisation des oiseaux et des habitats; voir la section 1.5.1); 100 p. 100 des oiseaux se trouvant très près des stations de dénombrement ponctuel ou des transects (dans la zone la plus intérieure dans le cas où on regroupe des intervalles de distance) sont détectés par l'observateur; les distances sont notées avec exactitude et sans biais; il n'y a pas de déplacements d'oiseaux provoqués par l'observateur non détectés. Ces conditions peuvent souvent ne pas être respectées. Par exemple, il est peu probable que l'échantillonnage lié à la distance soit approprié lors de relevés en bordure des routes, parce que les habitats et, par conséquent les densités d'oiseaux, diffèrent probablement à proximité des routes de ceux se trouvant dans les secteurs plus éloignés. De même, l'hypothèse selon laquelle tous les oiseaux se trouvant près de l'observateur seront détectés est souvent fausse. En effet, les oiseaux des habitats à végétation dense ou à couvert haut sont souvent impossibles à détecter à moins qu'ils ne chantent, même s'ils sont très près du transect. De plus, les oiseaux peuvent s'éloigner de l'observateur avant qu'il ne les détecte; en effet, un certain nombre d'études ont montré que la densité apparente des oiseaux était plus faible à proximité de l'observateur que dans les secteurs plus éloignés (Hutto et Young, 2003). En outre, une variation dans l'exactitude des estimations des distances selon les habitats pourrait introduire un biais dans les comparaisons entre les habitats. Les dénombrements ajustés en fonction de la distance peuvent donc demeurer biaisés. Le biais sera peut-être plus petit que dans le cas des dénombrements indiciels non ajustés, mais on risque de créer une fausse impression d'exactitude, à moins que les conditions de validité ne soient soigneusement évaluées.

Une autre limitation importante de l'échantillonnage lié à la distance est qu'il faut obtenir jusqu'à 80 observations d'une espèce donnée pour calculer une relation fiable entre le taux de détection et la distance (Buckland *et al*., 2001). Le recours à des relevés par transect au lieu de dénombrements ponctuels peut accroître le taux de détection, ce qui permet des estimations plus précises, parce que la superficie correspondant aux intervalles de distance les plus proches de l'observateur (essentielle pour l'estimation des probabilités de détection) est relativement plus grande (Rosenstock *et al*., 2002). Cependant, comme de nombreuses espèces ne sont détectées que dans une petite proportion des échantillons, les méthodes d'échantillonnage lié à la distance sont inutilisables pour nombre d'espèces, surtout dans les petites zones d'étude. Certains auteurs ont utilisé des données regroupées provenant de plusieurs études pour établir une fonction de

détection moyenne, après quoi ils ont appliqué le résultat à des données recueillies à une échelle géographique plus locale (Nelson et Fancy, 1999). Cependant, cette méthode n'entraîne pas une grande amélioration par rapport à un dénombrement indiciel si les fonctions de détection varient en fonction du temps, de l'endroit, de l'habitat, de l'espèce ou de l'observateur. Si l'étude vise à estimer les tendances, il est important d'obtenir suffisamment d'échantillons pour être en mesure d'estimer les probabilités de détection séparément pour chaque période.

1.3.2.2.2 Ajustement des dénombrements indiciels : méthode des deux observateurs

La variation entre les divers observateurs quant à la proportion des oiseaux décelés et identifiés peut représenter une importante source de biais dans la comparaison des indices. En général, même des observateurs chevronnés manquent certains oiseaux détectables pendant un dénombrement. Bien que la correction de la variation attribuable aux observateurs ne suffise pas à elle seule à produire une estimation de la densité des oiseaux (parce que la détectabilité des oiseaux varie aussi à cause d'autres facteurs), elle peut améliorer grandement les dénombrements indiciels dans les cas où il est impossible d'utiliser des techniques d'estimation de la densité, comme l'échantillonnage lié à la distance.

La méthode des deux observateurs est une technique permettant d'évaluer le nombre d'oiseaux qui ont échappé à un observateur. Deux observateurs comptent les oiseaux en même temps, l'un d'eux étant l'observateur principal et le second agissant comme teneur de carnet. En plus de noter les observations de l'observateur principal, le teneur de carnet consigne aussi les données relatives aux oiseaux qu'il a détectés, mais que l'observateur principal n'a pas détectés. Les deux observateurs inversent les rôles entre les échantillons. Il est également possible qu'une troisième personne participe au relevé à titre de teneur de carnet de façon à ce que le deuxième observateur ne soit pas distrait par cette tâche. Les estimations peuvent être encore meilleures si les deux observateurs enregistrent leurs données de façon complètement indépendante, mais cette situation peut être difficile à appliquer sur le plan logistique (Nichols *et al*., 2000).

L'utilisation de cette méthode permet de réduire le biais attribuable à la non-détection d'oiseaux détectables et de détecter davantage d'oiseaux de chaque espèce. Cependant, comme chaque observateur doit agir comme observateur principal à suffisamment de stations de dénombrement pour qu'il soit possible de modéliser les effets attribuables à l'observateur (Fancy et Sauer, 2000), les objectifs liés à la taille des échantillons ne doivent pas être réduits. Les désavantages de cette méthode sont qu'elle nécessite deux fois plus de personnel que les dénombrements réguliers (à moins que des motifs de sécurité ou d'autres raisons ne requièrent déjà que les observateurs travaillent par paire), qu'elle est relativement peu testée et qu'elle s'applique mal aux espèces rares ou peu détectées (Nichols *et al*., 2000).

Bien que la méthode des deux observateurs contribue à garantir que les individus détectables sont dénombrés, elle ne permet pas d'estimer la proportion des oiseaux présents qui demeurent silencieux et cachés (McCallum, 2005), ni d'évaluer jusqu'à quelle distance les oiseaux sont échantillonnés. À cause de cette dernière limite, cette méthode est souvent utilisée pour des dénombrements ponctuels dans un rayon fixe (p. ex. 50 m); toutefois, même dans ce cas, la conversion des dénombrements en densités doit partir de l'hypothèse selon laquelle tous les oiseaux étaient détectables à l'intérieur du rayon fixé. En outre, il faut savoir que l'analyse décrite dans Nichols *et al*. (2000) ne convient qu'à l'estimation des taux de détection aux endroits où les dénombrements ont été faits et ne tient pas compte de la variabilité entre les endroits

dans l'estimation de la variance. Il reste à établir un estimateur de la variance approprié pour l'extrapolation à une population ciblée.

Cette méthode peut s'avérer particulièrement utile pour les études où il est probable qu'un petit nombre d'observateurs effectueront la plupart des activités d'échantillonnage, lesquels pourront changer avec le temps. Dans ce cas, il faut disposer d'un nombre suffisant d'échantillons pour calculer un facteur de correction particulier à chaque espèce pour chaque observateur afin d'éliminer la variation due aux observateurs dans toutes les estimations des tendances.

Une autre approche pour la correction des effets attribuables à l'observateur dans les dénombrements ponctuels consiste à utiliser parallèlement des microphones pour enregistrer les vocalisations des oiseaux, enregistrements qui permettront à un deuxième « observateur » (l'auditeur) de compiler une liste indépendante du nombre d'oiseaux à une date ultérieure. Les résultats peuvent ensuite être analysés au moyen d'approches similaires à celles que préconisent Nichols *et al*. (2000). Cette méthode présente l'avantage supplémentaire de créer des archives de données permanentes (à condition que les enregistrements soient bien conservés), que de futurs observateurs pourront étudier. Par contre, elle présente l'inconvénient de ne détecter que les oiseaux qui chantent, mais dans de nombreux habitats, la plupart des oiseaux sont détectés par audition de toute façon.

1.3.2.2.3 Ajustement des dénombrements indiciels : analyse de sous-intervalles temporels de détection

Si le nombre d'oiseaux détectés pendant des sous-intervalles de la durée totale du dénombrement est noté séparément, une analyse fondée sur des méthodes de capture-recapture dans une population fermée peut permettre d'estimer le nombre d'oiseaux qui se trouvaient dans le champ d'audition de l'observateur. Si l'on consigne uniquement les données relatives aux nouvelles détections pour chaque période, alors il est possible d'analyser les données à l'aide de modèles d'échantillonnage avec retraits (Farnsworth *et al*., 2002). Les sous-intervalles pourraient être des périodes de 3, de 2 et de 5 min. à l'intérieur d'un dénombrement de 10 min. (sous-intervalles recommandés par Ralph *et al*. [1995a] pour obtenir le maximum de comparabilité avec d'autres relevés), mais les analyses sont plus puissantes si l'on travaille avec quatre sous-intervalles ou plus, et les modèles sont simplifiés si les sous-intervalles sont de même longueur (p. ex. cinq sous-intervalles de 2 min. pendant un dénombrement de 10 min.).

Les avantages de cette technique sont qu'elle nécessite relativement peu d'efforts supplémentaires sur le terrain et qu'elle peut être combinée à d'autres techniques de terrain, comme l'échantillonnage lié à la distance ou l'analyse d'enregistrements sonores. De plus, elle permet des ajustements pour une forte variation entre les observateurs, au moins tant que les observateurs peuvent identifier toutes les espèces susceptibles d'être présentes. Combinée à l'échantillonnage lié à la distance, cette technique est prometteuse pour l'estimation de toutes les composantes de la probabilité de détection, y compris la proportion d'oiseaux qui étaient peut-être présents mais qui sont demeurés silencieux et cachés tout au long du dénombrement (McCallum, 2005), bien que les autres conditions de validité sur lesquelles repose l'échantillonnage lié à la distance doivent aussi être satisfaites.

La première description de cette méthode par Farnsworth *et al*. (2002) tenait compte de la variation entre chaque oiseau quant à la détectabilité, mais supposait que la détectabilité ne

varierait pas en fonction du temps. Étant donné que de nombreux oiseaux chantent par périodes, on se sait pas encore très bien quelle sera l'efficacité de cette méthode dans le cas des espèces chez lesquelles de longues périodes de chant alternent avec de longues périodes de silence (McCallum, 2005). Il est possible d'utiliser des méthodes d'analyse plus solides si l'on prend note du sous-intervalle dans lequel chaque oiseau est détecté, mais cette approche n'a pas encore été étudiée relativement au comportement de vocalisation observé chez les oiseaux. De plus, Farnsworth *et al*. (2002) signalent que l'estimateur de variance qu'ils proposent ne tient pas compte de la variabilité entre les sites, et qu'il faut élaborer un estimateur de variance approprié pour l'extrapolation à une population ciblée. Comme pour les autres approches relatives à l'ajustement des dénombrements indiciels, un échantillonnage de grande taille pourrait être nécessaire pour assurer l'efficacité de cette technique.

L'utilisation de l'échantillonnage suivant des sous-intervalles de temps pour les dénombrements d'oiseaux n'a été envisagée que récemment et fera sans aucun doute l'objet d'autres recherches. Étant donné la simplicité relative de la subdivision des dénombrements en sous-échantillons minutés (pouvant offrir des avantages supplémentaires pour la comparaison d'études dans lesquelles la durée des dénombrements ponctuels est différente), le recours à cette technique représenterait probablement une amélioration par rapport à un simple dénombrement indiciel. Cependant, il reste à déterminer dans quelle mesure elle réduit les biais dans les estimations des tendances ou les comparaisons entre zones d'étude.

1.3.2.2.4 Réalisation de dénombrements « complets »

Les petites zones d'étude (d'au moins 10 ha dans le cas d'un habitat fermé et d'au moins 40 ha pour un habitat ouvert) peuvent faire l'objet de recherches approfondies et répétées visant à déterminer le nombre d'oiseaux territoriaux (Breeding Bird Census; annexe 1) ou, dans le cas des espèces ayant une seule couvée par année, le nombre de nids présents. On suppose que ces deux paramètres correspondent au nombre total d'oiseaux qui tentent de se reproduire. Les observateurs doivent visiter le site plusieurs fois en notant l'endroit exact où ils ont trouvé chaque oiseau ou nid (au moyen d'un système de positionnement global [GPS] ou en quadrillant la zone d'étude et en indiquant l'endroit sur une carte détaillée; Van Velzen, 1972; Dobkin et Rich, 1998; Bart et Earnst, 2002; Dieni et Jones, 2002). Après une série de visites, il est possible de déduire les limites probables du territoire de chaque oiseau ainsi que le nombre total d'oiseaux occupant un territoire.

Le principal avantage de cette méthode est qu'elle pourrait donner des estimations de densité moins biaisées que celles d'autres techniques pour de nombreuses espèces. Cette méthode est particulièrement appropriée si la zone d'étude visée est très petite de sorte qu'elle puisse être couverte pratiquement en entier (mais cette zone doit être suffisamment grande pour qu'une forte proportion des territoires se trouve entièrement à l'intérieur de ses limites). Elle a pour désavantages de demander énormément de temps, de ne pas offrir la même efficacité pour toutes les espèces (Bibby *et al*., 1992; Dieni et Jones, 2002) et d'être sujette à des biais d'observation et à une variation chez les analystes de données quant au nombre réel d'oiseaux nicheurs inféré (Oelke, 1981; Verner et Milne, 1990). De plus, cette méthode n'est utile que pour l'estimation de la densité des oiseaux pendant les saisons durant lesquelles ils nichent ou occupent un territoire. Dans d'autres circonstances, la recherche par secteur ne peut générer que des dénombrements indiciels, parce que le taux de déplacement des oiseaux non territoriaux est relativement élevé et

qu'il y a peu de chances que tous les individus de la population visée soient présents lors de l'une ou l'autre des recherches organisées.

Même dans des zones d'étude plus grandes, il pourrait être possible de réaliser des recensements pratiquement complets pour certaines espèces, comme des espèces très rares ou des espèces vivant en groupes (p. ex. des nicheurs coloniaux). De fait, c'est souvent dans le cas des espèces les plus rares que la connaissance du nombre total d'individus est la plus nécessaire aux fins de gestion, et ces espèces sont souvent peu détectées au moyen des relevés classiques visant plusieurs espèces. Les dénombrements pratiquement complets nécessiteront habituellement des méthodes appropriées à chacune des espèces (p. ex. des recherches dans tous les habitats propices à l'espèce, l'utilisation d'enregistrements de chants comme leurre), dont il n'est pas question dans le présent document.

1.3.2.2.5 Modélisation par marquage et recapture

On peut aussi estimer la taille totale d'une population grâce à la capture régulière d'individus de cette population, en notant les cas de recaptures ou d'observations répétées chaque fois qu'ils se produisent, puis en estimant la probabilité de recapture à l'aide de programmes d'analyse des données de marquage et de recapture. La méthode de marquage-recapture et d'observations répétées offre l'avantage de permettre des estimations distinctes pour chaque groupe d'âge et chaque sexe, étant donné qu'il est possible de déterminer l'âge et le sexe lorsqu'on a les oiseaux en main (Ralph et Dunn, 2004). Parmi les désavantages, notons qu'il arrive fréquemment que les conditions de validité ne soient pas respectées (en particulier la condition selon laquelle la population est « fermée », c.-à-d. qu'il n'y a pas d'individus qui quittent la population ou qui s'y ajoutent) et que la méthode nécessite beaucoup d'efforts ainsi que des employés compétents possédant un permis de baguage d'oiseaux. L'estimation de la densité nécessite une connaissance du secteur où s'effectue la capture des oiseaux. (Par exemple, Nur *et al*. [2004] ont montré pour une espèce que les oiseaux dont le territoire se trouvait à > 200 m des filets japonais n'avaient essentiellement aucune chance d'être capturés pendant la saison de reproduction, mais la distance pourrait varier selon l'espèce visée et peut-être même selon l'endroit.) La technique de marquage-recapture est plus susceptible d'être utilisable pour l'estimation de la taille de la population totale dans le cadre d'études qui nécessitent de toute façon un baguage intensif pour l'atteinte d'autres objectifs d'étude.

1.3.2.2.6 Ajustement des dénombrements indiciels : échantillonnage double

Les dénombrements pratiquement complets et les études de marquage et recapture au moyen de filets japonais ne sont habituellement réalisables que dans de très petites zones. Cependant, si ces méthodes sont utilisées dans des parcelles d'échantillonnage choisies de façon appropriée, elles peuvent fournir des facteurs de correction pour des dénombrements indiciels menés dans une zone plus grande selon un plan d'échantillonnage double (Bart et Earnst, 2002). Le plan d'échantillonnage est conçu pour une méthode de dénombrement relativement simple et peu coûteuse (p. ex. dénombrements ponctuels, avec ou sans échantillonnage lié à la distance), où le décompte peut être relativement rapide. Ensuite, on choisit au hasard un sous-ensemble de stations d'échantillonnage dans chaque strate d'échantillonnage et l'on effectue un dénombrement pratiquement complet à ces stations, habituellement à l'aide d'une des techniques susmentionnées (p. ex. recherches intensives et répétées par secteur ou marquage et recapture). Les résultats obtenus dans les parcelles de recherche intensive servent ensuite à calculer un facteur de

correction applicable aux dénombrements rapides. Cette approche est utilisée dans les études sur la sauvagine, dans lesquelles les dénombrements sur le terrain (qui détecteraient presque 100 p. 100 des oiseaux) servent à déterminer les facteurs de correction applicables aux relevés aériens (Prenzlow et Lovvorn, 1996).

Les avantages de l'échantillonnage double sont les suivants : il combine des méthodes de relevé rapides peu coûteuses (souvent des dénombrements indiciels) et la capacité d'estimer la probabilité de détection; les méthodes rapides utilisées peuvent changer pendant la durée de l'étude sans qu'il y ait perte de données; la taille de la population totale peut être estimée; des données supplémentaires précieuses peuvent être recueillies pendant les relevés intensifs (p. ex. des mesures de la productivité résultant d'un relevé des nids). Pour ce genre d'études, il n'est pas nécessaire de mener des études pilotes pour l'évaluation des biais liés à la méthode rapide, parce que l'échantillonnage double inclut une évaluation constante faisant partie intégrante de la conception du relevé. Dans la mesure où les relevés dans les parcelles de recherche intensive sont des dénombrements complets, l'estimation de la probabilité de détection pour les dénombrements rapides inclura la probabilité que des oiseaux présents n'aient pas été détectés parce qu'ils sont demeurés cachés et silencieux.

L'un des désavantages de l'échantillonnage double est que les parcelles de recherche intensive doivent constituer un échantillonnage représentatif des endroits visités lors des décomptes rapides, de sorte que l'on pourrait créer un biais si l'on excluait certains endroits de recherches intensives à cause de contraintes comme la difficulté d'accès ou un terrain particulièrement accidenté. Un autre désavantage est qu'une fraction substantielle des ressources disponibles pour l'étude pourrait être nécessaire pour les parcelles de recherche intensive. Enfin, il n'y a pas encore consensus quant aux méthodes pouvant fournir les meilleurs dénombrements complets pour la plupart des espèces ou habitats, ni quant à la question de savoir si les dénombrements complets sont tous vraiment exempts de biais (voir la section 1.3.2.2.4). Cependant, lorsque l'échantillonnage double est réalisable, il constitue probablement la meilleure approche pour l'estimation de la probabilité de détection.

1.3.3 Succès de la reproduction

1.3.3.1 Recherche de nids

Le meilleur moyen de suivre le succès de la reproduction dans une parcelle d'étude choisie consiste à effectuer une recherche et une surveillance intensives des nids. Le programme Breeding Biology Research and Monitoring Database (BBIRD) (annexe 1) comporte un protocole très utile pour la recherche des nids et l'enregistrement des données; on trouvera des renseignements plus détaillés dans Martin et Geupel (1993).

La recherche des nids offre l'avantage de fournir la meilleure information possible sur le succès de la reproduction et les facteurs qui l'influencent (ce dernier point dépendant des données accessoires recueillies, par exemple, sur l'abondance des prédateurs). La dynamique source–puits peut entraîner de grandes différences dans le succès des nids, différences facilement détectables à l'aide de cette méthode (p. ex. DeCecco *et al*., 2000). De plus, cette méthode produit un dénombrement pratiquement complet des reproducteurs, fournissant aussi une mesure de la densité des reproducteurs, bien que des méthodes spéciales, comme celle utilisant des bagues de couleur, puissent s'avérer nécessaires dans le cas d'espèces ayant plusieurs couvées par année.

Quant à ses désavantages, il faut noter que la méthode nécessite beaucoup de travail et qu'il faut faire de fréquentes visites dans les parcelles d'étude pour déterminer le produit de chacun des nids (y compris des nids multiples d'une même femelle). En outre, il pourrait y avoir des différences entres les parcelles d'échantillonnage quant à la facilité de trouver les nids ou de distinguer les nidifications fructueuses des nidifications infructueuses, de sorte que les résultats pourraient être biaisés.

1.3.3.2 Capture au filet japonais

Parmi les autres méthodes de surveillance de la productivité, notons l'effort constant de capture au filet japonais, comme le protocole utilisé dans le cadre du programme MAPS (annexe 1; voir aussi l'annexe 2). Les principaux avantages de cette méthode par rapport à la recherche des nids sont que l'habileté de l'observateur dans la recherche des nids n'a pas d'incidence sur la détectabilité des oiseaux et que l'indice de productivité est enrichi de l'information recueillie durant toute la saison. De plus, cette approche peut fournir de l'information sur le taux de survie des adultes grâce à l'analyse des données sur les captures et les recaptures.

Les principaux désavantages de l'effort constant de capture au filet japonais sont les suivants : il faut y consacrer beaucoup de temps (mais pas tellement plus que pour la recherche des nids pendant toute la saison); on doit recourir à des employés ayant reçu une formation et possédant un permis de baguage; les indices de productivité obtenus sont au moins aussi susceptibles d'être biaisés que les dénombrements indiciels obtenus lors des relevés visuels et auditifs (Ralph et Dunn, 2004). Enfin, la méthode fournit un indice de productivité pour une région plutôt que pour une parcelle d'échantillonnage (Nur et Geupel, 1993) et ne fournit pas de données sur le nombre de jeunes (atteignant l'envol) produits par femelle.

1.3.3.3 Activité de reproduction

Une troisième approche permettant d'obtenir des indices du succès de la reproduction consiste à noter les observations indiquant qu'il y a une activité de reproduction. Buford *et al*. (1996) ont compté le nombre d'oiseaux adultes accompagnés ou non de jeunes ayant pris leur envol. Une approche similaire consiste à effectuer des recherches intensives et répétées dans un secteur en assignant à chaque oiseau détecté un code concernant les comportements parentaux (p. ex. adultes transportant de la nourriture, ce qui indique que l'éclosion s'est produite avec succès; Vickery *et al*., 1992; Dale *et al*., 1997). Ces approches nécessitent beaucoup moins d'efforts que la recherche des nids ou la capture au filet japonais, bien que l'on doive effectuer plusieurs relevés chaque année pour tenir compte des différences individuelles dans les dates de nidification au cours d'une année et d'une année à l'autre. De plus, ces méthodes ne sont pas encore bien testées.

1.4 Qualité statistique des données

Il est relativement facile de recueillir des données de dénombrement. Cependant, pour que ces données soient significatives, elles doivent être représentatives de la population au sujet de laquelle on doit tirer des conclusions. Pour s'assurer que cette condition est respectée, il faut recueillir de nombreux échantillons, de manière à tenir compte des variations du nombre d'oiseaux en fonction de l'espace et du temps dans la zone d'étude visée. C'est une question qui est liée à la conception de l'échantillonnage, dont il sera question dans la prochaine section du présent document. Toutefois, la conception de l'échantillonnage dépend en partie de la taille de l'échantillonnage ciblée, qui dépend elle-même du degré d'exactitude et de précision souhaité en ce qui a trait aux résultats. Nous présentons ici certaines informations sur ces questions.

1.4.1 Exactitude, biais et précision

L'*exactitude* d'une estimation indique à quel point elle se rapproche de la valeur réelle. L'exactitude comprend habituellement deux composantes : le biais et la précision. Le *biais* se définit comme la différence entre l'estimation (obtenue avec un échantillonnage d'une certaine taille) et la valeur réelle. Par exemple, si la population compte en réalité 50 individus et que l'on en dénombre en moyenne 48, le biais est relativement petit; mais si l'on en dénombre en moyenne seulement 30, le biais est important. La *précision* est la mesure du degré d'erreur attribuable aux facteurs aléatoires. Si les dénombrements effectués dans les échantillons de la population hypothétique de 50 individus étaient tous similaires, on conclurait que la précision est élevée, mais s'ils présentaient des variations substantielles, on dirait que la précision est faible. Avec un échantillonnage de grande taille, une estimation pourrait être très précise mais comporter un biais important. Par ailleurs, la précision d'une estimation effectuée à partir d'un échantillon de petite taille sera probablement relativement faible, tandis que le biais pourrait être important ou faible.

Il convient de noter une distinction importante entre le biais et la précision : habituellement, il est possible d'estimer le degré de précision en examinant les échantillons à l'aide de méthodes statistiques standard, alors que l'on ne peut pas estimer l'importance du biais dans les échantillons sans disposer de données supplémentaires. De plus, on peut accroître la précision en augmentant la taille de l'échantillon, mais on ne peut diminuer le biais qu'en modifiant les méthodes d'échantillonnage ou en recueillant d'autres types de données. Il est important de connaître la précision pour déterminer si les différences observées entre les sites ou en fonction du temps sont statistiquement significatives (c.-à-d. à un niveau de probabilité déterminé, trop grandes pour être dues au hasard). Cependant, si le biais est important, alors les méthodes statistiques standard pourraient donner une indication trompeuse sur la signification statistique des différences. Dans les manuels de statistiques, on suppose habituellement que le biais est négligeable; cependant, c'est rarement le cas dans les études sur la faune. Par conséquent, il faut consacrer davantage d'efforts à l'élaboration de méthodes où le biais est faible et à l'estimation du degré de biais qui subsistera probablement dans les estimations (voir la section 1.3.2.2).

Il est bien connu que la probabilité de détection n'est pas constante pour toutes les espèces et en toutes circonstances. De nombreux facteurs contribuent à sa variabilité, notamment le type d'habitat, l'abondance de l'espèce, le moment de la journée et la situation quant à l'activité de reproduction. Par exemple, Norvell *et al*. (2003) ont démontré qu'il existe une variation substantielle dans la probabilité de détection d'une année à l'autre en utilisant des méthodes d'échantillonnage lié à la distance et ont trouvé des changements systématiques en fonction du temps qui semblaient reliés à l'amélioration des compétences des observateurs. Lorsqu'il y a des variations dans la probabilité de détection, il peut y avoir des différences apparentes entre les échantillons quand, en fait, il n'y a aucune différence réelle entre les populations (Sauer et Link, 2004). C'est pourquoi nous recommandons de recourir à des techniques de réduction des biais, tel qu'indiqué dans la section 1.3, afin d'accroître la crédibilité et la fiabilité des résultats de la surveillance.

En plus de s'efforcer de réduire les biais, il importe d'obtenir un bon degré de précision lors des dénombrements d'oiseaux. La précision est influencée par toutes les questions touchant la conception d'un relevé abordées dans le présent document, soit le choix de la méthode, la normalisation des protocoles d'échantillonnage, la sélection des strates d'échantillonnage et le nombre de stations d'échantillonnage. Avant d'élaborer un plan d'échantillonnage détaillé, il est donc important de déterminer le degré de précision requis. Cette détermination est habituellement fondée sur le degré de puissance désiré pour la détection d'une différence précise dans les dénombrements. La *puissance* se définit comme la probabilité de rejeter l'hypothèse nulle (habituellement qu'il n'y a pas de tendance ou de différence) quand la différence ou la tendance précise que l'on veut détecter existe réellement (p. ex. un déclin de population de 50 p. 100 sur une période de 20 ans).

Calculer la puissance nous aide à concevoir les relevés, parce que nous pouvons estimer la taille de l'échantillonnage nécessaire pour la détection des changements précisés (c.-à-d. pour rejeter l'hypothèse nulle avec notre test statistique). Toutefois, il est difficile de fixer les objectifs relatifs à la puissance, surtout pour de petites zones d'étude. Nous proposons d'examiner avec soin la façon dont les résultats seront utilisés. Par exemple, est-il probable que des mesures de gestion soient prises si le déclin des populations est inférieur à 50 p. 100? Si ce n'est pas le cas, il n'est peut-être pas nécessaire de détecter un déclin inférieur à cette valeur (ce qui nécessiterait plus d'efforts). Est-il important de déceler les différences entre les échantillons avec un degré de probabilité élevé (qui empêcherait de détecter certaines différences réelles), ou serait-il préférable d'avoir de plus fortes chances de détecter toutes les différences (avec le risque que quelques différences détectées soient en réalité fausses)? Il peut toujours paraître souhaitable d'obtenir une puissance élevée, mais il faut habituellement faire un compromis entre la puissance de l'étude et son coût. Atteindre un degré de puissance plus élevé qu'il ne faut signifie que l'on utilise aux fins de l'étude des ressources excessives que l'on aurait pu consacrer à d'autres activités, comme la gestion. Par ailleurs, si l'on ne peut pas atteindre le degré de puissance approprié avec les ressources disponibles, il vaudrait mieux réexaminer si l'étude doit réellement être entreprise.

Une fois ces questions réglées, un statisticien peut aider à fixer des buts appropriés relativement à la puissance et à estimer la taille que devra avoir l'échantillonnage pour l'atteinte de ces buts.

1.4.2 Stratégies pour augmenter la précision et réduire les biais

Les principaux moyens d'augmenter la précision et de réduire les biais comprennent le recours à des méthodes de terrain qui réduisent les biais au minimum ou qui permettent un ajustement pour les biais à l'étape de l'analyse, l'utilisation de protocoles de collecte de données normalisés et une bonne conception du relevé (échantillonnage représentatif). Il est également important de concevoir un bon plan d'échantillonnage pour assurer l'efficacité du relevé; à cause de son importance, ce dernier point fait l'objet d'un exposé distinct à la section 1.5.

La normalisation des méthodes de terrain est l'un des moyens les plus fondamentaux pour réduire la variance superflue dans les dénombrements d'oiseaux. Il faudrait rédiger un protocole de procédures établissant les règles régissant la tenue des relevés, notamment les aspects suivants :

- le choix du moment (dates, période de la journée);
- la durée des dénombrements (nécessite l'emploi d'un chronomètre pour garantir que les dénombrements seront réalisés de façon uniforme);
- les endroits exacts des dénombrements, qui sont les mêmes chaque année dans la majorité des relevés;
- la séquence des visites aux stations d'échantillonnage; les stations à visiter à plusieurs reprises devraient être visitées selon la même séquence à chaque fois (ou modifier la séquence selon une règle systématique);
- les conditions météorologiques pour la tenue des dénombrements (étant donné que le vent et la pluie ont une incidence sur la détectabilité des oiseaux); il est nécessaire de faire preuve de jugement, car si on limite les travaux sur le terrain aux moments où les conditions sont idéales, le relevé pourrait devenir pratiquement impossible et la taille de l'échantillonnage pourrait se trouver réduite;
- les règles spéciales régissant les dénombrements (p. ex. faut-il compter les oiseaux de passage en vol ou les jeunes de l'année?).

Pour effectuer une bonne normalisation, il ne suffit pas de concevoir un bon protocole : il faut également s'assurer qu'il est suivi adéquatement. Le personnel de terrain sera plus susceptible de se conformer au protocole si on lui a bien expliqué son importance.

Si le protocole normalisé doit être modifié, il faut suivre l'ancien et le nouveau protocole en alternance d'un jour à l'autre ou dans des sous-ensembles de stations d'échantillonnage établis au hasard pendant une période suffisamment longue pour obtenir des données permettant la modélisation des effets du protocole sur les résultats.

Un autre important moyen d'accroître la précision et de réduire les biais consiste à diminuer au minimum les effets dus à l'observateur (c.-à-d. les différences entre les observateurs quant à la capacité de détecter et d'identifier les oiseaux). Voici plusieurs approches permettant d'y arriver.

- S'assurer que tous les observateurs possèdent des compétences correspondant à une norme prédéterminée en matière d'identification des oiseaux.

- Fournir aux observateurs une formation sur le terrain concernant les méthodes de dénombrement. Cette formation pourrait comprendre une combinaison d'écoute d'enregistrements ainsi que des activités de terrain en compagnie d'observateurs expérimentés. La formation devrait aussi porter sur la meilleure façon de consigner les observations, l'importance du temps à consacrer à l'identification visuelle par rapport à l'identification auditive, la manière de procéder dans le cas des appels, cris et autres sons difficiles à identifier, etc.
- Si le relevé nécessite des estimations de la distance, former les observateurs et les faire s'exercer sur le terrain. Avec une bonne formation, l'erreur moyenne dans l'estimation de la distance à laquelle se trouve un oiseau visible peut être réduite à 10 p. 100 dans certains habitats (Scott *et al*., 1981). Il existe des appareils au laser précis pour l'évaluation de la distance que l'on peut se procurer pour quelques centaines de dollars et qui peuvent être un outil utile pour la formation ainsi que durant les dénombrements dans certaines conditions.
- Éviter d'embaucher un ornithologue amateur très expérimenté pour les travaux de surveillance où seulement quelques observateurs participeront aux dénombrements, car il sera difficile de maintenir le même degré de compétence lorsque cette personne s'en ira.
- Faire participer plusieurs observateurs chaque saison et les faire changer d'unité d'échantillonnage selon un calendrier régulier afin d'éliminer la possibilité d'un biais systématique attribuable à l'observateur. Il s'agit d'une bonne pratique, même si l'on emploie des techniques de réduction des biais pour l'ajustement des différences attribuables aux observateurs.

S'il y a très peu d'observateurs participants, envisager de recourir aux méthodes à deux observateurs (Nichols *et al*., 2000) ou évaluer l'ampleur des effets dus à l'observateur à l'aide de microphones (Hobson *et al*., 2002).

1.5 Conception de relevés

Le nombre et les espèces d'oiseaux qui seront détectés dans n'importe quel type de relevé varient en fonction du temps et du lieu. Il faut donc répartir les échantillons en fonction de cette variation pour s'assurer que les résultats seront représentatifs de toute la population au sujet de laquelle on veut tirer des conclusions. Même les relevés visant des objectifs modestes comme l'éducation et la sensibilisation devraient être effectués selon un plan d'échantillonnage bien conçu, de sorte que les résultats puissent être bien interprétés et que l'échantillonnage puisse être répété ultérieurement à certains intervalles (voir la partie 2).

La présente section expose les étapes à suivre pour que l'échantillonnage soit représentatif sur le plan spatial et temporel, et fournit des lignes directrices concernant le nombre d'échantillons requis pour atteindre les objectifs courants des études. Notre survol doit être bref; bien que nous fournissions de l'information sur d'autres sources de renseignements (notamment des logiciels appropriés), il serait judicieux de consulter un statisticien lors de la conception d'un nouveau relevé.

1.5.1 Échantillonnage spatial

Par définition, l'échantillonnage a pour résultat de limiter les visites à une partie seulement de la zone visée. Les sites où sont effectués les relevés doivent donc être représentatifs des parties de la zone qui ne sont pas visitées. Les lieux d'échantillonnage devraient être choisis d'une manière aléatoire ou systématique permettant de faire des extrapolations statistiquement appropriées pour l'ensemble de la zone d'étude. Choisir comme secteurs où s'effectueront les relevés les secteurs reconnus comme de bons lieux pour l'observation des oiseaux donnerait une vision irréaliste de l'avifaune de l'ensemble de la région. Si une partie de la région est échantillonnée de façon aléatoire, mais qu'une autre partie est inaccessible et qu'on ne peut y faire de relevés, il n'est pas justifié d'extrapoler les résultats à la région où il n'y a pas eu de relevés. Veiller à ce que les stations d'échantillonnage soient représentatives de l'ensemble de la région visée est aussi important pour l'inventaire des espèces et les études démographiques que pour les estimations de l'abondance.

1.5.1.1 Échantillonnage stratifié

L'un des moyens les plus simples et les plus efficaces de concevoir un relevé productif consiste à diviser la zone d'étude en unités d'échantillonnage distinctes, appelées strates. Les stations d'échantillonnage où s'effectueront les relevés sont ensuite choisies indépendamment dans chaque strate. Pour les études à long terme, les strates devraient normalement être établies à partir de caractéristiques immuables parce qu'une fois définies, les strates doivent habituellement demeurer fixes. (Il convient toutefois de noter que les strates peuvent être redéfinies à des fins d'analyse quand l'intensité de l'échantillonnage est constant d'une strate à l'autre, tel que décrit à l'annexe 3 sous la rubrique « Échantillonnage systématique ». Cette approche s'avère souvent utile dans les études visant plusieurs objectifs.)

Fancy (2000) propose quatre plans d'échantillonnage stratifié qui pourraient être utilisés dans les parcs nationaux des États-Unis; il formule des commentaires sur les aspects positifs et négatifs de chaque plan.

On a recours à l'échantillonnage stratifié pour l'une des trois raisons suivantes :

1. quand *on a besoin d'estimations distinctes pour les différentes strates* (p. ex. comparaisons de l'abondance des oiseaux pour divers habitats, effets des traitements, zones altitudinales ou tailles de parcelles forestières);
2. pour *améliorer la précision* de l'estimation. Si la zone visée par le relevé est très hétérogène, des échantillons choisis de façon aléatoire donneront des dénombrements très variables et les estimations globales des paramètres seront peu précises. Cependant, si les échantillons sont recueillis dans des strates plus uniformes, la variation entre les dénombrements dans chaque strate sera moins grande et l'estimation finale pour l'ensemble de la zone sera plus précise. Pour améliorer la précision des estimations, il est probablement inutile de diviser la population en plus de six strates (Cochran, 1977);
3. pour *réduire les coûts du relevé.* Il n'est pas nécessaire que la taille de l'échantillonnage soit égale dans les diverses strates, de sorte que les strates peuvent être établies de façon à permettre de réduire l'effort d'échantillonnage dans certains secteurs (p. ex. là où le coût de la collecte de données est plus élevé à cause de l'inaccessibilité des lieux, ou dans le cas d'un habitat où il y a beaucoup moins de chances que l'espèce visée soit présente). Par exemple, une erreur courante dans la surveillance d'espèces rares ou nichant en colonies consiste à échantillonner des endroits où l'on sait que l'espèce est actuellement présente, sans échantillonner d'autres endroits propices où elle pourrait s'installer plus tard. Un échantillonnage stratifié, avec un effort réduit dans les habitats actuellement inoccupés, représente un moyen économique d'éliminer ce biais potentiel tout en permettant aussi de détecter la présence de l'espèce à de nouveaux endroits.

Si les ressources prévues pour l'échantillonnage sont limitées, on peut regrouper plusieurs sites différents dans un relevé coopératif, chacun constituant une strate pour un relevé plus vaste (p. ex. surveillance des tendances des populations dans tous les parcs régionaux considérés comme un tout). En procédant ainsi, on aura besoin de moins d'échantillons dans chaque parc que si l'on devait déterminer les tendances indépendamment pour chaque parc. Cependant, si l'objectif vise à comparer des paramètres d'un parc à l'autre, il faudra un échantillonnage plus intensif que si l'on veut simplement obtenir une seule estimation globale.

Bien que la surveillance d'une population à petite échelle géographique puisse être axée sur la zone de relevé proprement dite, l'interprétation de la dynamique des populations dans la zone d'étude nécessite habituellement une connaissance de ce qui se passe dans la région environnante. Par exemple, si les populations sont en déclin dans une zone aménagée, il pourrait être important de savoir si les déclins sont limités à cet endroit ou si les changements détectés se produisent aussi dans la région environnante. De même, il pourrait être souhaitable de découvrir si la situation des populations dans des aires protégées relativement vierges diffère beaucoup de celle que l'on observe dans les paysages modifiés par les humains. Pour y arriver, l'une des solutions consiste à intégrer au relevé une ou plusieurs strates qui seront, ensemble,

représentatives de la grande région, dont les résultats pourront être comparés aux estimations obtenues pour les populations de la zone d'étude. Les gestionnaires de la zone et les bailleurs de fonds du projet ne comprendront peut-être pas au départ l'intérêt des travaux menés en dehors de la zone. Cependant, cette approche permettra des inférences beaucoup plus sûres concernant les différences observées dans et à l'extérieur de la zone d'étude, et fournira d'importantes perspectives sur la meilleure façon de gérer la zone.

Dans le cadre de cette approche, on peut souvent tirer parti de comparaisons entre les résultats de relevés locaux et ceux de relevés à grande échelle, comme le BBS (annexe 2). Cependant, à cause des limites liées à la taille de l'échantillonnage, il arrive souvent que les tendances du BBS ne puissent être calculées que pour de très grandes régions (p. ex. des provinces ou des États). Assumer la responsabilité d'un ou de plusieurs parcours du BBS dans la région d'une zone d'étude peut contribuer de façon importante au plan global de surveillance de la zone, parce que cela augmentera les chances qu'il y ait des analyses à échelle fine des résultats du BBS disponibles aux fins de comparaison avec les résultats obtenus dans la zone d'étude. Dans certaines régions, des données de surveillance provenant d'autres sources peuvent être disponibles, en particulier pour les endroits où la province ou l'État a mis en place des programmes de surveillance. Les possibilités de comparaisons avec d'autres ensembles de données et la participation à la collecte de ces ensembles de données devraient être prises en considération lors de la conception d'un nouveau relevé.

Lorsque la totalité d'une zone fait l'objet d'activités de gestion, il peut ne pas être possible de constituer une strate de parcelles témoins en vue de la collecte de données. En pareil cas, il demeure possible de répondre aux questions touchant les effets de la gestion grâce à des modèles de gestion adaptative. On élabore des modèles avec lesquels des prévisions sont faites et les dénombrements d'oiseaux sont effectués dans des strates définies adéquatement afin de vérifier ces prévisions (p. ex. les oiseaux seront plus abondants dans les vieux peuplements que dans les jeunes peuplements). Les résultats peuvent ensuite servir à améliorer le modèle de prévision ou à modifier les objectifs de gestion (Walters, 1986).

1.5.1.2 Répartition des échantillons

Dans chaque strate, ou dans l'ensemble de la zone d'étude lorsqu'il n'y a pas de strates, les échantillons doivent être répartis de façon non biaisée, ce qui signifie qu'il faut choisir les stations d'échantillonnage soit au hasard, soit selon un plan systématique, à partir d'un point de départ choisi de façon aléatoire. Dans l'annexe 3, nous décrivons des méthodes pratiques pour le choix des lieux d'échantillonnage. Le U.S. National Park Service fournit d'autres exemples (annexe 1) pour la répartition des stations d'échantillonnage.

Pour la majorité des objectifs de surveillance typiques, il vaut mieux établir des stations d'échantillonnage permanentes et les visiter chaque année (Fancy, 2000). Cependant, lorsqu'il est impossible de réaliser chaque année un échantillonnage aussi grand qu'on le souhaiterait, et si la détection des tendances à long terme représente un objectif plus important que les comparaisons d'année en année, il peut être approprié de recourir à un plan d'échantillonnage « tournant » (Urquhart et Kincaid, 1999). Pour un cycle de trois ans, par exemple, on choisit dans chaque strate trois fois le nombre de stations qu'il est possible de visiter en une seule année, et chaque station de chaque strate est assignée au hasard à l'une des années du cycle (c.-à-d. qu'elle sera

visitée dans l'année 1, 2 ou 3). Cependant, les résultats peuvent être difficiles à analyser s'il y a plusieurs strates, de sorte qu'il est conseillé de discuter avec un analyste de données à l'étape de la conception de ce genre d'étude (Fancy, 2000).

1.5.2 Échantillonnage temporel

1.5.2.1 Choix du moment des dénombrements

Étant donné que les taux de détection des oiseaux ainsi que leur présence dans un endroit peuvent varier en fonction de la saison, de la date dans une saison et du moment de la journée, il est important de déterminer les fenêtres temporelles (saisonnières et quotidiennes) pendant lesquelles les relevés devront être effectués et de veiller à ce que les relevés soient effectués aux mêmes moments à chaque lieu d'échantillonnage et à chaque année.

Il arrive parfois que certains endroits éloignés soient plus faciles d'accès en hiver (p. ex. en motoneige); en outre, quelques espèces résidentes (p. ex. les pics qui nichent tôt) peuvent être plus faciles à surveiller en hiver que pendant les mois habituels où s'effectuent les relevés de la saison de reproduction. La plupart des relevés de la saison de reproduction s'effectuent au début du cycle de nidification, lorsque les oiseaux territoriaux chantent le plus fréquemment. Les lignes directrices du BBS (annexe 1) recommandent de faire les relevés en juin afin de détecter le plus grand nombre possible d'espèces nicheuses; cependant, dans certaines parties du Canada, les relevés peuvent se prolonger jusque dans la première semaine de juillet, alors que dans certaines parties du sud des États-Unis, ils peuvent commencer dès la fin mai.

Pour détecter les oiseaux chanteurs, il importe habituellement de commencer les dénombrements à l'aube et de cesser l'échantillonnage avant 10 h ou 11 h, parce que les oiseaux chantent plus fréquemment le matin. D'après Smith et Twedt (1999), la diversité et l'abondance des espèces peuvent être sous-estimées lors des dénombrements effectués en soirée, autant pendant la saison de reproduction qu'en hiver. Cependant, des études menées à d'autres endroits ne donneraient pas nécessairement les mêmes résultats et, pour certaines espèces, les relevés en soirée peuvent représenter une solution de rechange utile, en particulier si les méthodes sont normalisées ou si l'on applique des méthodes de correction des biais appropriées. Le fait d'offrir cette option peut, en outre, accroître la participation aux relevés, par exemple chez les bénévoles.

Si l'on compare les paramètres des populations entre les sites, il faut prendre les échantillons en parallèle ou en alternant les visites entre les sites, de sorte que les échantillons obtenus ne soient pas biaisés par des différences dans les dates ou les heures de collecte des données. Si les lieux d'échantillonnage sont visités plus d'une fois pendant une saison ou sur plusieurs années, il faut les parcourir selon la même séquence ou selon une séquence aléatoire à chaque visite. L'approche la plus simple consiste à visiter les sites selon une séquence normalisée, mais elle peut limiter les possibilités de tests d'hypothèses *a posteriori*.

Lorsqu'on effectue plusieurs visites pendant une saison, il faut les répartir entre des périodes d'échantillonnage clairement définies afin que l'échantillonnage temporel soit uniforme et que les résultats ne soient pas biaisés à cause de différences dans la phénologie entre les échantillons ou les années (p. ex. échantillonner tous les dix jours ou une fois par mois). On peut laisser une certaine marge de manœuvre quant à la date de l'échantillonnage au cours de chaque

période, mais plus la période est longue (p. ex. échantillonnage mensuel), plus il est important de mieux préciser la date d'échantillonnage (p. ex. échantillonnage dans les dix premiers jours de chaque mois).

1.5.2.2 Fréquence de l'échantillonnage

Le fait de visiter chaque station d'échantillonnage plus d'une fois pendant une saison accroît la précision des estimations. Toutefois, la plupart des études à ce sujet ont montré qu'il est plus efficace d'augmenter le nombre de stations d'échantillonnage et d'y effectuer une seule visite que de visiter un moins grand nombre de stations plus souvent (Ralph *et al*., 1995a; Thompson *et al*., 2002). Néanmoins, l'échantillonnage répété est important pour le dénombrement des espèces susceptibles d'être présentes dans la zone d'étude pendant seulement une courte et imprévisible partie de la saison, comme dans le cas des irruptions de roselins dans les aires d'hivernage. De plus, des visites répétées peuvent offrir la possibilité de réduire le biais grâce à l'estimation du nombre d'espèces passées inaperçues à chaque visite (voir p. ex. Nichols et Conroy, 1996).

1.5.3 Taille de l'échantillonnage

Le nombre d'échantillons à choisir pour atteindre les objectifs de précision (section 1.4) dépend de la conception et des objectifs du relevé. La présente section fournit des directives générales quant à la taille de l'échantillonnage requise pour les études de type courant. Nous présentons aussi de l'information sur des logiciels disponibles pouvant aider à déterminer la taille appropriée de l'échantillonnage et nous vous incitons vivement à utiliser ces outils. Les études de populations nécessitent énormément d'efforts et de dépenses, et s'il est important de veiller à ce que les objectifs de précision soient atteints, il faut également prendre soin de ne pas exagérer la taille de l'échantillonnage.

1.5.3.1 Listes des espèces

Souvent, la méthode la plus efficace pour dresser une liste des espèces consiste à effectuer une recherche par secteur; dans ce cas, le problème réside moins dans la taille de l'échantillonnage que dans le temps total qu'il faut consacrer aux recherches. Les analyses des données recueillies pour les atlas des oiseaux nicheurs concernant le nombre cumulatif d'espèces détectées en fonction du temps passé sur le terrain donnent à penser que, dans des carrés de 10 km ayant un bon accès routier, il est possible de détecter 75 p. 100 du nombre attendu d'espèces présentes en effectuant de 15 à 20 heures de recherches, bien que ce temps puisse bien sûr varier selon la région, les conditions, la facilité d'accès, l'intensité de l'effort et l'expérience des observateurs (Robbins et Geissler, 1990). On peut effectuer des analyses après avoir mené un projet pilote afin de choisir un degré d'effort cible pour le reste de l'étude ou procéder à une analyse *a posteriori* afin d'évaluer la qualité de couverture réellement atteinte au cours des recherches.

Le pourcentage d'espèces détectées lors des inventaires peut aussi être estimé au moyen d'une analyse fondée sur les méthodes de marquage-recapture (Nichols et Conroy, 1996). Il faut visiter chaque site au moins cinq fois, avec un effort normalisé pour chaque visite; il faut aussi effectuer les visites à chaque site à des périodes où il est possible d'échantillonner toutes les espèces qui nous intéressent. Si certaines espèces (p. ex. les espèces nocturnes) ne sont pas adéquatement échantillonnées au cours des visites standard, il faut les étudier séparément.

S'il est prévu de dresser une liste des espèces comme produit secondaire de dénombrements ponctuels ou par transect, on peut estimer la taille de l'échantillonnage nécessaire pour détecter une proportion ciblée des espèces qu'on pense présentes dans la zone à l'aide de logiciels (annexe 1) conçus à cette fin. Cependant, ces méthodes ne sont peut-être pas efficaces pour dresser un inventaire complet des espèces. À titre d'exemple d'effort d'échantillonnage requis, Swanson et Nigro (2003) ont constaté qu'avec un échantillonnage stratifié dans une grande réserve de l'Alaska (1 million d'hectares), ils n'avaient détecté que 63 p. 100 des espèces attendues en effectuant environ 1400 dénombrements ponctuels sur une période de deux ans. Ce pourcentage a augmenté à 86 p. 100 avec l'ajout des espèces que les observateurs ont détectées pendant leurs déplacements entre les stations de dénombrement, et on aurait peut-être pu l'augmenter encore au moyen d'autres observations visant des habitats rares ou des espèces que l'on détecte rarement lors de dénombrements ponctuels.

1.5.3.2 Surveillance de l'abondance

Pour déterminer la taille appropriée de l'échantillonnage, il faut que les décisions touchant les objectifs de précision, les méthodes de terrain et la conception de l'étude soient déjà prises. Pour estimer la taille requise, il faut disposer d'au moins quelques données sur la variabilité attendue dans les dénombrements, provenant soit d'une étude pilote, soit d'une étude similaire effectuée à un autre endroit. Il faudrait analyser les résultats de la collecte de données de la première saison afin de déterminer s'il est nécessaire de rajuster les objectifs relatifs à la taille de l'échantillonnage.

Il existe de nombreux progiciels pour estimer la taille de l'échantillonnage nécessaire pour atteindre un degré de précision et de puissance donné, qui sont fondés sur la variance connue ou estimée des échantillons, mais on peut aussi effectuer le calcul manuellement (voir les instructions fournies dans Hamel *et al*., 1996). Thomas et Krebs (1997) ont examiné quelques-uns des logiciels les plus populaires. Bien qu'il commence déjà à dater, cet examen fournit un aperçu des capacités de ces programmes ainsi que les noms de fournisseurs que l'on peut utiliser pour chercher sur Internet des information sur les mises à jour de ces produits. On peut aussi trouver d'autres fournisseurs en faisant une recherche sur Internet au moyen de l'expression « logiciel d'analyse de la puissance (power analysis software) ».

Il est important de reconnaître que tous ces logiciels nécessitent des hypothèses concernant la nature et les sources de la variance qui sera observée, ainsi que les méthodes d'analyse qui seront utilisées. Étant donné qu'il est fréquent que ces hypothèses ne se vérifient qu'approximativement et que les estimations de la variance soient imprécises, il vaut habituellement la peine de varier les paramètres d'entrée dans les modèles afin de déterminer leur incidence sur l'estimation de la taille de l'échantillonnage requise. Les résultats seront peut-être quelque peu variables, mais ils peuvent néanmoins fournir des indications précieuses au moins sur la taille approximative que doit avoir l'échantillonnage pour l'atteinte des résultats souhaités et, par conséquent, sur la faisabilité de l'étude.

Une collecte excessive d'échantillons peut coûter cher, mais il peut coûter encore plus cher de recueillir un nombre d'échantillons insuffisant pour que les objectifs de l'étude puissent être atteints. On a constaté que, pour une zone d'échantillonnage d'une superficie d'environ 80 000 ha, il faut habituellement au moins 200 à plus de 1 000 dénombrements ponctuels pour

déceler un changement de 20 p. 100 dans l'abondance d'une zone à l'autre (Manley, 1992; Ralph *et al*., 1995b). Il faut un échantillonnage plus important dans les cas des espèces moins communes, et même les études les plus importantes ne pourront pas atteindre le degré de précision visé pour chacune des espèces. Lorsqu'il n'y a qu'une ou deux espèces ciblées, on peut recourir à des enregistrements sonores pour augmenter le nombre d'individus détectés et réduire ainsi la taille de l'échantillonnage requise (Sliwa et Sherry, 1992).

On pense qu'il faut détecter au moins de 60 à 80 individus d'une espèce dans un échantillonnage lié à la distance pour obtenir une bonne détermination du taux de diminution de la détectabilité en fonction de la distance. Il est à noter qu'un tel échantillon doit être obtenu pour chaque strate ou chaque année pour lesquelles des estimations sont requises. De plus, il est probable qu'il faudra aussi de grands échantillons pour l'utilisation des modèles avec retraits. Dans le cas de zones trop petites pour que l'on puisse y établir suffisamment de stations d'échantillonnage, l'échantillonnage double peut représenter la meilleure solution pour la réduction des biais.

Dans le cas des transects, la taille appropriée de l'échantillonnage dépendra de la longueur des transects ainsi que de leur nombre. Habituellement, il est plus efficace d'effectuer des relevés sur un plus grand nombre de transects courts que sur un petit nombre de transects longs (Hanowski *et al*., 1990). Cependant, des transects longs donnent de meilleurs résultats pour la détection des différences dans l'abondance des espèces moins communes, parce que ces espèces seront détectées dans un plus fort pourcentage des échantillons.

1.5.3.3 Surveillance des tendances

Pour l'estimation des tendances à long terme, la taille requise pour l'échantillonnage dépend non seulement du nombre d'échantillons dans une année donnée, mais aussi du nombre d'années prévu pour la détection de la tendance. Plus il y aura d'années d'échantillonnage, plus la tendance à long terme sera précise, même si la précision de chaque estimation annuelle demeure la même. Ainsi, il faut moins d'échantillons pour détecter une tendance sur 20 ans avec une précision donnée que pour détecter le même taux de changement sur 10 ans avec la même précision (Bart *et al*., 2004).

1.5.3.4 Productivité

Le nombre de nids qu'il faut trouver pour pouvoir comparer le succès de la nidification entre deux zones ou deux années peut être estimé à l'aide d'un logiciel de détermination de la taille de l'échantillonnage. Selon Bart *et al*. (1999), il peut suffire d'exploiter aussi peu que six à huit stations de capture au filet dans une zone d'étude (chaque station étant utilisée une fois par période de dix jours pendant tout l'été) pour être en mesure d'obtenir un taux de productivité représentatif de toute la zone d'étude; d'autres études montrent qu'il peut être nécessaire d'exploiter 30 stations ou plus pour détecter un changement interannuel de 25 p. 100 dans la productivité (Ralph *et al*., 2004). Cependant, il faudra effectuer d'autres études sur la relation entre les dénombrements indiciels et la productivité réelle pour un large éventail de valeurs de productivité.

1.6 Autres éléments à considérer lors de la conception d'un programme de surveillance

1.6.1 Données auxiliaires

Pour atteindre les objectifs d'une étude, il est souvent nécessaire de recueillir des données autres que des observations d'oiseaux, comme des données sur la nature et la structure de la végétation, le niveau de perturbation anthropique, les conditions météorologiques ou l'abondance de mammifères prédateurs. La collecte de données auxiliaires doit être planifiée avec soin en vue de l'atteinte des objectifs de l'étude, et non réalisée juste « au cas où ». Par exemple, il y a en général une relation moins étroite entre les espèces végétales d'un site et le nombre d'oiseaux qu'entre la structure de la végétation et les oiseaux, et la végétation se trouvant près d'une station de dénombrement peut avoir moins d'importance que l'habitat existant dans la zone plus étendue autour de la station. La caractérisation de l'habitat peut nécessiter autant, sinon davantage, d'efforts que les dénombrements d'oiseaux, et les données sur l'habitat se montrent fréquemment très difficiles à analyser. Comme dans l'élaboration des objectifs globaux de l'étude, il faut toujours se poser les questions suivantes : « Pourquoi est-ce que je veux ces données auxiliaires? », « Comment vais-je les analyser? » et « Est-ce que ce sont les données dont j'ai besoin pour répondre à la question que je me pose? »

Il est possible de se procurer des données auxiliaires à partir de sources existantes (p. ex. une station météorologique locale, des cartes de végétation existantes, des données sur l'habitat obtenues par télédétection). S'il faut recueillir des données auxiliaires nouvelles, il conviendrait de recourir à des protocoles normalisés couramment utilisés chaque fois qu'il est approprié de le faire (voir p. ex. les mesures relatives à l'habitat dans Hamel *et al*., 1996). On économise du temps et de l'argent si l'on tire parti des instructions et des formulaires de données disponibles qui ont déjà été mis au point (comme les formulaires de description de la végétation mentionnés dans la section 1.6.2). Lors de la préparation du budget d'un projet, il est important de prévoir des fonds pour la formation d'observateurs qui feront la collecte de données systématiques sur la végétation.

1.6.2 Formulaires de données et instructions

Il faut concevoir des formulaires de collecte de données normalisés pour tous les aspects du projet (dénombrements d'oiseaux, échantillonnage de la végétation, etc.) et ces formulaires doivent être accompagnés d'instructions claires et complètes à l'intention des observateurs. Les formulaires de données doivent prévoir l'inscription de toutes les données nécessaires pour s'assurer que le protocole a été suivi correctement, comme la date (y compris l'année), le site du dénombrement, le moment de la journée, la durée du dénombrement et le nom de l'observateur (ou son code d'identification [code ID]), ainsi que les données auxiliaires appropriées (conditions météorologiques, végétation, etc.). La liste explicative des codes nécessaires à l'inscription des données devrait être imprimée sur tous les formulaires de terrain pour en faciliter la consultation. Il peut s'avérer plus économique d'élaborer des formulaires

de données pouvant être balayés de façon à réduire l'effort de saisie des données pour certains grands projets. On peut aussi envisager de recourir à des programmes de saisie des données sur Internet, en particulier pour des projets faisant appel à des observateurs bénévoles.

Les instructions doivent fournir des explications claires sur le lieu et le moment où le relevé doit être fait, ainsi que sur la façon d'exécuter le travail et de noter les données (notamment l'explication de chaque code). Elles doivent également traiter des situations imprévues, comme la procédure à suivre s'il survient une détérioration des conditions météorologiques, si la présence d'un prédateur perturbe les dénombrements, si les caractéristiques du site de dénombrement ne correspondent pas aux prévisions ou dans toute autre situation d'urgence.

De plus, il devrait y avoir une documentation officielle sur toutes les métadonnées supplémentaires relatives à l'étude qui ne sont pas incluses dans les formulaires et les instructions (p. ex. cartes plus complètes, coordonnées GPS de toutes les stations d'échantillonnage avec leurs codes ou noms utilisés sur le terrain, brève description du principal type d'habitat, photo de chaque station s'il n'y a pas de collecte de données détaillées sur l'habitat). Ensemble, les formulaires, les instructions et l'information supplémentaire devraient être suffisamment complets pour qu'une personne nouvelle puisse répéter exactement la même étude (même endroit et mêmes méthodes). Ces documents (y compris toutes les versions s'il y a eu des changements pendant la durée du projet) doivent être archivés quelque part (voir aussi Oakley *et al*., 2003).

Des protocoles d'échantillonnage, des formulaires de terrain et des logiciels de saisie de données sont disponibles pour certaines des techniques de terrain recommandées dans le présent document :

- Formulaires et instructions pour l'échantillonnage lié à la distance : http://www.fs.fed.us/pnw/bird-populations/index.htm
- Méthode des deux observateurs – feuilles et protocoles de terrain disponibles sur demande au U.S. Geological Survey Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland (Fancy et Sauer, 2000)
- MAPS (effort constant de capture au filet japonais pour la surveillance de la productivité) – manuel, formulaires et programme de saisie des données (incluant la description de la végétation) : http://www.birdpop.org/MANUALS.HTM
- BBIRD (recherche intensive des nids) – instructions et formulaires (notamment pour la description de la végétation) : http://pica.wru.umt.edu/BBIRD/protocol/protocol.htm
- eBird (relevé par listes d'espèces – voir la partie 2) – instructions; le site Web lui-même peut être utilisé pour la gestion des données : http://www.ebird.org/content/
- Atlas (cartes de répartition des espèces fondées sur la recherche par secteur) – liens vers les instructions, logiciel de gestion de données : http://www.bsc-eoc.org/links/links.jsp?page=g_atlas

La tenue d'un journal de terrain quotidien constitue un moyen utile pour recueillir des renseignements supplémentaires qui pourront contribuer à l'analyse et à l'interprétation des résultats, par exemple pour noter un événement qui a nui au travail sur le terrain ainsi que des observations non prévues sur les formulaires normalisés (p. ex. comportement inhabituel,

rencontres de mammifères, observation d'oiseaux inhabituels entre les stations d'échantillonnage). Exiger qu'un formulaire de journal normalisé soit rempli quotidiennement contribuera à ce que les renseignements divers soient consignés uniformément.

1.6.3 Stockage et analyse des données

Quel que soit le nombre de données à recueillir, il est important de réfléchir à la gestion et à l'analyse des données avant le début des activités sur le terrain. Ces tâches peuvent être facilitées si certains éléments sont intégrés aux formulaires de terrain (comme les codes d'identification des observateurs), et l'agencement du formulaire devrait viser à faciliter la saisie des données sur ordinateur. En outre, la gestion et l'analyse des données entraînent des coûts dont il faut tenir compte dans le budget du projet. À moins que l'on ait réfléchi sérieusement à ces questions avant le début du projet, il est pratiquement sûr que l'on sous-estimera les coûts de la gestion et de l'analyse des données. Les projets où la collecte des données est effectuée par des bénévoles pourraient même coûter plus cher que ceux où les recenseurs sont payés (mis à part le coût de cette main-d'œuvre) à cause des coûts liés au recrutement, à la rétroaction, à la saisie des données et aux analyses supplémentaires pouvant devoir être réalisées à cause de données incomplètes ou d'autres problèmes découlant d'un mauvais échantillonnage. Il faudrait envisager des partenariats dans lesquels la gestion et l'analyse des données pourraient être centralisées pour plusieurs études connexes, réduisant ainsi les dépenses pour tous.

Pour les grands projets, il faudrait élaborer un plan détaillé de gestion des données, précisant entre autres comment les données seront saisies sur ordinateur, vérifiées, stockées, protégées et mises à la disposition des utilisateurs (pour un excellent exemple, voir DeBacker *et al*., 2002.)

Il existe des ressources pour la gestion des données (comme le site Web de eBird) ou pour l'archivage des données (comme la Bird Point Count Database [base de données pour les dénombrements ponctuels d'oiseaux], où l'on peut archiver des données très variées sur l'habitat parallèlement aux données sur les oiseaux) (annexe 1). De plus, on peut souvent trouver des logiciels gratuits disponibles pour l'analyse des données de surveillance (voir les exemples dans le paragraphe ci-dessous). Il importe de comprendre à l'avance les données qui sont nécessaires à l'utilisation des programmes d'analyse trouvés, de façon à ce que le protocole de terrain prévoit la collecte de toutes ces données.

Voici les logiciels d'analyse que l'on peut télécharger à partir d'Internet :

- Échantillonnage lié à la distance (dénombrements ponctuels et par transect) : http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/
- Estimation de la proportion des espèces détectées (SPECRICH2) : http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html
- Estimation de la taille des populations par marquage et recapture (p. ex. MARK, POPAN) : http://www.phidot.org/software/

1.6.4 Recrutement et formation du personnel de terrain

Il est possible de mener certaines activités de surveillance avec l'aide de bénévoles, ce qui peut même constituer l'un des objectifs du relevé. Toutefois, les bénévoles ne manifesteront pas le même enthousiasme pour toutes les techniques de terrain, et de nombreux types d'études nécessiteront des observateurs rémunérés. On peut parfois recourir à du personnel rémunéré pour combler des lacunes dans une surveillance effectuée par des bénévoles.

Tous les participants, bénévoles ou rémunérés, doivent connaître les objectifs et les protocoles du relevé. Il est beaucoup plus probable qu'ils respecteront les protocoles s'ils comprennent les motifs qui justifient chaque procédure.

Pour le recrutement relatif à certains relevés effectués par des bénévoles, il peut suffire de préciser les compétences requises et de compter sur l'autosélection exercée par les candidats, puis de fournir des documents d'autoformation. Cependant, si les recenseurs doivent avoir un degré de compétence élevé, en particulier dans le domaine de l'identification des oiseaux à leur chant, il faut faire une présélection du personnel et lui donner une formation sur les techniques particulières qui seront utilisées pendant l'étude, comme l'estimation de la distance entre l'oiseau et l'observateur ou la détermination de l'âge d'un oiseau tenu en main. Pour favoriser l'uniformité, même le personnel expérimenté devrait participer à la formation parce qu'il est facile de se créer un style individuel différent de la méthode normalisée. Pour la même raison, la tenue de vérifications ponctuelles des compétences pendant toute la durée de l'étude devrait contribuer à garantir qu'il n'y ait pas de glissement dans la méthode de dénombrement avec le temps.

1.6.5 Étude pilote

Chaque fois que l'on entreprend une nouvelle étude de surveillance, les résultats d'une étude pilote ou de la première saison devraient être analysés dès que possible. Cette analyse garantira que tout problème lié au protocole ou aux formulaires de données sera décelé et corrigé rapidement, mais elle permettra aussi de réévaluer la conception du relevé. Par exemple, le nombre de stations d'échantillonnage peut avoir été fondé sur l'estimation de la variance dans des échantillons provenant d'un autre endroit et les objectifs touchant la taille de l'échantillonnage peuvent avoir besoin d'être ajustés après l'évaluation de la variance dans les premières données de l'étude. Par ailleurs, les méthodes de dénombrement indiciel nécessitent un respect rigoureux du protocole d'échantillonnage préétabli, de sorte qu'il faudrait effectuer un essai pendant une saison pilote.

1.6.6 Plan et protocoles de surveillance

Une fois la planification terminée, il peut être très utile de rédiger un plan de surveillance complet (voir p. ex. Hanowski et Niemi, 1995). Ce plan aura une valeur inestimable pour l'obtention de fonds et l'approbation des superviseurs, parce qu'il indiquera clairement que le projet a été bien planifié.

De plus, il faudrait rédiger des protocoles détaillés fournissant des instructions complètes pour les activités sur le terrain. Il est possible de trouver certains bons exemples de protocoles de surveillance sur le site Web du Programme d'inventaire et de surveillance

(Inventory and Monitoring) du U.S. National Park Service (annexe 1; cliquer sur le lien hypertexte intitulé « Download example protocol for land bird monitoring » dans la section de la page Web intitulée « Protocol Development »), ainsi que dans Huff *et al*. (2000). Il peut aussi s'avérer très utile de rédiger des protocoles concernant d'autres aspects du programme, comme les étapes nécessaires à la préparation de chaque saison de travail sur le terrain, les tâches à accomplir à la fin de chaque saison et les procédures de gestion des données.

Partie 2
Lignes directrices pour les relevés d'oiseaux effectués à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification

2.1 Introduction

La première partie du présent document contient des conseils sur l'élaboration d'un programme de surveillance de qualité pouvant être utilisé pour la vérification d'hypothèses et comme outil d'aide à la décision. La deuxième partie présente des options pour les relevés effectués à l'aide d'une *liste de vérification*, mieux adaptés à la participation d'observateurs bénévoles et pouvant permettre d'atteindre des objectifs d'éducation et de sensibilisation du public parallèlement à la collecte d'informations utiles sur les populations d'oiseaux. Selon les options choisies, la valeur des résultats aux fins d'activités scientifiques et de conservation peut aller de faible à élevée. La qualité des résultats dépendra de l'intégralité et de l'uniformité de la couverture, de sorte qu'un bon programme nécessitera un engagement pour l'organisation du relevé, la supervision de la collecte des données, le recrutement des bénévoles, la correction des lacunes dans la couverture et la bonne utilisation des résultats. Les bénévoles peuvent effectuer une bonne partie des travaux d'organisation et de collecte des données, mais ces programmes auront de bien meilleures chances de succès s'ils sont parrainés par un organisme qui peut y assigner un employé comme responsable du relevé (voir la section 2.3) et défrayer les coûts directs (p. ex. pour l'impression et la distribution des documents requis pour le relevé).

Bien que la deuxième partie puisse être utilisée indépendamment de la première, on incite fortement les organisateurs de projets à lire au moins la section « Introduction » et de préférence tout le document avant de concevoir un relevé effectué à l'aide d'une liste de vérification. Cela leur permettra de mieux comprendre les implications des choix qu'ils effectueront parmi les options ci-après pour la qualité du relevé.

2.2 Description du projet

Les ornithologues amateurs recueillent régulièrement de l'information sur l'abondance des oiseaux, couvrant collectivement des milliers de sites, et ils sont habituellement très intéressés à ce que leurs observations soient utilisées aux fins d'activités scientifiques ou de conservation. Un relevé des espèces effectué à l'aide d'une liste de vérification tire parti de la grande masse d'ornithologues amateurs chevronnés qui font régulièrement des observations sur le terrain, en leur donnant des instructions sur l'endroit et le moment où il faudrait recueillir des données pour accroître la qualité et l'interprétabilité des résultats.

Dans les relevés effectués à l'aide d'une liste de vérification, les observateurs ne font que cocher sur des listes régionales préétablies les espèces qu'ils observent, sans considération d'espace ou de temps. Cependant, pour qu'un relevé effectué à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification puisse être utile aux fins de la surveillance, il faut que les observateurs indiquent aussi le nombre d'oiseaux détectés (vus ou entendus) et tiennent des registres pour chaque jour et chaque endroit (Dunn, 1995).

Un relevé d'espèces effectué à l'aide d'une liste de vérification peut être réalisé avec un minimum de participation de la part de professionnels. Il est possible de recueillir des données à des moments et à des endroits qui permettront de tirer des conclusions raisonnables au sujet des oiseaux qui peuvent être observés ou entendus pour l'ensemble des stations d'échantillonnage ou, si le projet est bien conçu, pour la totalité de la zone d'étude. Les lignes directrices qui suivent ont été élaborées tout particulièrement aux fins de la surveillance de réserves naturelles, de grands parcs ou de régions sauvages, mais il est facile de les adapter pour les utiliser dans des cantons, des comtés ou même des régions beaucoup plus grandes (Droege *et al*., 1998).

Bien conçu, un relevé d'espèces effectué à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification peut fournir les renseignements suivants :

- une liste des espèces présentes dans la zone visée, ainsi que des données sur les changements dans la composition en espèces pendant une année et sur des périodes plus longues;
- des données qualitatives sur l'abondance relative, indiquant la probabilité d'observer une espèce dans une zone donnée et en quel nombre;
- avec un bon plan d'échantillonnage et une couverture adéquate de la zone par des observateurs compétents, de l'information crédible sur l'abondance relative des populations détectables aux lieux d'échantillonnage ou (selon le plan) dans l'ensemble de la zone. Il est possible de déceler les changements dans les populations en fonction du temps en répétant le relevé à certains intervalles (p. ex. annuellement ou tous les 10 ou 20 ans). Il est improbable que les résultats soient suffisamment bons sur le plan statistique pour permettre la vérification d'hypothèses ou pour justifier des mesures de gestion (en grande partie parce que le nombre de stations d'échantillonnage sera probablement trop petit), mais ils permettront de déceler facilement des changements inquiétants indiquant qu'il faut mener d'autres recherches, plus rigoureuses.

Il ne faut pas choisir d'effectuer un relevé effectué à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification comme méthode de surveillance lorsqu'on recherche des données quantitatives de qualité sur l'abondance des oiseaux à des fins de recherches ou pour prendre des décisions de gestion. Par contre, ce type de relevé peut s'avérer un bon choix quand il n'y aurait autrement ni inventaire ni surveillance ou pour recueillir de l'information sur la situation de l'avifaune dans des zones présentant un intérêt particulier pour le groupe travaillant au relevé. Un projet de relevé effectué à l'aide d'une liste de vérification peut aussi permettre d'atteindre des objectifs d'éducation, soit en encourageant les débutants à en apprendre davantage sur les oiseaux, soit en fournissant aux visiteurs de l'information sur la situation des populations locales d'oiseaux et, dans le cadre d'un programme de sensibilisation, il peut encourager les bénévoles à s'intéresser davantage à la protection de zones présentant un intérêt particulier. En plus d'être utilisées à des fins locales, les données peuvent contribuer à enrichir les programmes régionaux de relevés par listes de vérification ou la base de données continentale eBird (annexe 1) pour que d'autres puissent les utiliser dans une grande variété de recherches et d'études axées sur la conservation à des échelles géographiques plus grandes.

2.3 Responsabilités des organisateurs

Quiconque désire organiser un relevé effectué à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification doit réfléchir soigneusement aux objectifs et aux procédures opérationnelles avant de préparer les documents imprimés et d'entreprendre les activités sur le terrain, en suivant le processus décrit en détail ci-aprés.

- Déterminer clairement les **objectifs** de l'étude.
  - Vous devez tout d'abord vous demander **ce que vous désirez savoir.** Voici quelques exemples : Quelles sont les espèces présentes dans le site? Quelle est la répartition des espèces dans le site? Quelle est l'abondance relative des espèces dans le site? Quels sont les changements dans les listes d'espèces (ou l'abondance apparente) qui se produisent chaque saison ou à long terme?
  - Ensuite, vous devez déterminer **le site** au sujet duquel vous désirez obtenir des résultats. Vous suffit-il de rassembler des données reflétant la situation des oiseaux dans l'ensemble des endroits où les oiseaux seront observés (p. ex. le long d'une série de sentiers ou dans un ensemble de stations d'observation de la sauvagine), ou désirez-vous des résultats représentatifs de la situation des oiseaux dans une zone plus grande (p. ex. la totalité d'un parc)? Pour prendre votre décision, vous devez avoir des objectifs clairement énoncés quant à l'utilisation des résultats. Pourquoi voulez-vous obtenir ces données, et quel usage en sera-t-il fait? Les projets ne devraient pas être entrepris avant que l'on ait clairement énoncé les objectifs et rédigé les plans relatifs à l'utilisation des résultats, parce qu'il faut tenir compte des objectifs dans le choix des options pour l'élaboration du plan du relevé et parce que la collecte de données qui ne seraient pas utilisées constitue un gaspillage de temps et d'énergie pour tout le monde.
  - Enfin, vous devez déterminer la **qualité des résultats** que vous voulez obtenir. Si les objectifs sont principalement d'ordre éducatif ou récréatif, il peut être approprié de choisir les options de base pour le relevé (voir ci-après), alors qu'il faudra choisir les options demandant plus d'efforts si l'on a l'intention de recueillir des données quantitatives sur les populations observables et sur leurs tendances en fonction du temps et de l'espace.
- Déterminer la **durée du projet.** Les relevés permanents permettent de rassembler des données utiles, mais la qualité des résultats sera généralement beaucoup plus grande si le relevé est conçu en fonction d'une période d'une durée déterminée (p. ex. 1, 3 ou 5 ans). La valeur des résultats dépendra largement de la qualité de la couverture sur le plan temporel et spatial et, souvent, il n'est possible d'effectuer une bonne couverture que si les participants savent que leurs efforts ne dureront qu'un temps bien déterminé. Même si l'on projette de poursuivre le relevé indéfiniment, il faut déterminer le degré de couverture à atteindre pendant une période donnée, ainsi que les rapports et les analyses à réaliser. Si le relevé doit

avoir une durée limitée, il faut décider si on a l'intention de le répéter à une date ultérieure (p. ex. dans 20 ans).

- Vérifier si les **ressources** (financières et humaines) permettant d'atteindre les objectifs pourront être disponibles. Après vos premières réflexions sur les objectifs et le plan possible du projet, communiquez avec certains ornithologues amateurs de la localité pour vérifier s'il y a des chances d'obtenir leur participation. Il y aura souvent un certain scepticisme quant aux possibilités d'attirer suffisamment de bénévoles compétents, mais l'enthousiasme d'un petit noyau d'intéressés au début du projet indique en général qu'il est possible de susciter également l'intérêt d'autres personnes.
- Concevoir le **plan d'échantillonnage** détaillé (voir la section 2.4).
- Élaborer des **instructions** à l'intention des bénévoles (voir l'encadré 2.1). Recruter des bénévoles qui **vérifieront sur le terrain** les listes de vérification et les instructions, afin de s'assurer que ces dernières sont claires et sans ambiguïté.

Encadré 2.1. Instructions à l'intention des bénévoles

Les instructions à l'intention des observateurs doivent comprendre les éléments suivants :

- un bref aperçu des objectifs et de la structure du projet;
- les endroits où les dénombrements devraient avoir lieu : fournir des descriptions détaillées des lieux d'échantillonnage et indiquer comment reconnaître leurs limites;
- le moment des dénombrements (dates et moments de la journée où ils peuvent être effectués);
- la durée des dénombrements (temps alloué pour chaque lieu d'échantillonnage);
- les données à inscrire (voir les recommandations ci-dessous) :
  - inscrire le nombre d'individus ou la meilleure estimation du nombre d'individus de chaque espèce qui ont été vus ou entendus; ne pas essayer d'estimer le nombre d'individus qui pourraient être présents mais qui n'ont pas été réellement détectés;
  - s'il est nécessaire d'estimer des nombres (parce qu'on observe de grands groupes ou qu'on ne voit qu'une partie des oiseaux), inscrire la valeur médiane entre l'estimation la plus faible et l'estimation la plus élevée (p. ex. si l'on estime que le groupe compte entre 500 et 1000 individus, inscrire 750; s'il en compte entre 500 et 700, inscrire 600); éviter d'établir ses propres règles (comme inscrire « environ 500 » ou « 500+ »), notamment parce que ce type de notation convient mal à la saisie sur ordinateur;
  - si un oiseau survole le secteur, on peut l'inscrire, mais les oiseaux détectés à l'extérieur des limites du lieu d'échantillonnage ne doivent pas être inscrits ou ne devraient être mentionnés que dans la section « Commentaires »;
  - si les observations inscrites se rapportent à un dénombrement incomplet (p. ex. si elles ne visent que certaines espèces choisies et non toutes les espèces détectées), cocher la case « dénombrement incomplet » sur la liste de vérification;
- si des données visant des indices de nidification sont recueillies, des instructions complètes concernant l'utilisation des codes d'atlas (voir Laughlin *et al*., 1990);
- la fourniture d'instructions concernant les commentaires pertinents, p. ex. en ce qui a trait aux conditions inhabituelles (comme des conditions météorologiques nuisant à l'observation des oiseaux), les autres espèces aperçues en dehors des limites du lieu d'échantillonnage ou la documentation des espèces rares;
- la description des endroits, avec des détails sur leur localisation et leurs limites.

- Créer un site de **saisie des données** sur le site Web de eBird (annexe 1; section 5).
- **Imprimer** les listes de vérification finales (voir l'encadré 2.2) et les instructions.

Encadré 2.2. Contenu des listes de vérification imprimées

Les listes de vérification imprimées devraient inclure les éléments suivants.

- Le nom du projet, les cordonnées des personnes-ressources et l'endroit où faire parvenir les données.
- Un champ pour l'inscription du nom de l'observateur (et du code ou numéro de l'observateur, si cette information est nécessaire pour la saisie dans une base de données).
- Des champs distincts pour le jour, le mois et l'année (pour guarantir l'inscription de ces trois données).
- Une liste des espèces susceptibles de se trouver dans la zone d'étude, par ordre taxinomique. Il faudrait laisser quelques lignes vierges pour les ajouts éventuels d'espèces. Les espèces sur lesquelles on désire des données supplémentaires pourraient être marquées au moyen d'un astérisque ou d'un autre symbole.
- Une ou plusieurs colonnes pour inscrire le nombre d'oiseaux aperçus ou entendus dans un lieu d'échantillonnage donné. On peut prévoir plusieurs colonnes s'il est probable que les observateurs visiteront plusieurs lieux d'échantillonnage dans une même journée.
- Pour chaque colonne de données, prévoir des champs pour l'inscription de l'endroit (p. ex. numéro du site), de l'heure du début et de la fin des observations à cet endroit, du nombre total d'heures d'observation (au cas où il y aurait des pauses prolongées entre le début et la fin de la période d'observation) ainsi qu'une case à cocher s'il s'agit d'un dénombrement incomplet (voir l'encadré 2.1).
- Si les données comprendront des indices de nidification, prévoir deux colonnes pour chaque endroit : l'une pour le nombre d'oiseaux et l'autre pour les indices de nidification.
- Un espace pour les commentaires, avec une note renvoyant aux instructions.
- Une brève description de la localisation des sites avec leurs noms (ou les codes à utiliser pour l'inscription des données). Des renseignements complets concernant la localisation et les limites des endroits devraient être fournis dans les instructions.
- Une explication de tout autre code à utiliser sur le formulaire (p. ex. pour les indices de nidification).

- **Recruter des ornithologues amateurs.** Les participants doivent être prêts à faire de l'observation à des moments et à des endroits déterminés afin d'atteindre les objectifs du relevé. On doit leur demander de visiter divers lieux d'échantillonnage plutôt que d'adopter un ou quelques lieux comme « leurs lieux », de façon à réduire le risque que la variation dans les compétences des observateurs soit liée aux lieux. On peut recruter les ornithologues amateurs en s'adressant aux clubs d'ornithologie locaux, en affichant des annonces dans les forums de discussion ou les serveurs de listes de diffusion pour observateurs d'oiseaux, en affichant le projet dans la liste des projets à l'intention des bénévoles publiée par l'American Birding Association (annexe 1) ou en communiquant avec quelques ornithologues actifs dans la localité pour leur demander quelle est la meilleure façon de joindre les autres observateurs de la région.

- **Vérifier régulièrement** les résultats qui arrivent afin de déterminer s'il faut intensifier l'effort de recrutement ou rajuster le plan de l'étude, et préparer des comptes rendus provisoires comme **outils de rétroaction** à l'intention des bénévoles. Une rétroaction régulière représente un outil important pour stimuler l'intérêt, favoriser la participation au projet et encourager les bénévoles à combler les lacunes en matière de données. Les résultats, les annonces et les histoires des participants relatant leurs expériences peuvent être distribués au moyen d'une liste de diffusion électronique, du courrier électronique, d'un site Web pour le projet ou d'un bulletin imprimé (cette dernière méthode étant la plus coûteuse).
- Une fois le projet en cours, déterminer s'il faudra des **fonds** pour embaucher un ou plusieurs observateurs qui visiteraient les lieux d'échantillonnage que les bénévoles ne visitent pas assez souvent (ou pas du tout). Le cas échéant, organiser une collecte de fonds. Bien qu'il soit possible d'ajouter une ou deux années de plus à la fin d'un projet pour le mener à terme, cette embauche peut être nécessaire, car le découragement peut s'installer rapidement s'il devient évident que l'objectif initial ne sera pas atteint.
- Préparer un ou plusieurs **rapports finaux** sur les résultats pour les bénévoles, les bailleurs de fonds, les gestionnaires, les propriétaires fonciers de la zone d'étude, les clubs d'ornithologie locaux ou d'autres parties intéressées. Même si le projet n'a pas été complété, il est important de faire rapport sur ce qui a été accompli et sur les leçons que l'on a tirées de l'expérience, dans l'éventualité d'un futur projet similaire. Il faut utiliser les résultats autant que possible, par exemple pour préparer une liste des espèces présentes dans la zone d'étude, à l'intention des visiteurs, ou pour renseigner les gestionnaires sur les endroits de la zone d'étude qui présentent un intérêt particulier sur le plan écologique.
- Veiller à ce que toute l'information sur le projet soit **archivée** aux fins de consultations ultérieures. Cette information doit comprendre tous les détails relatifs à chaque site d'échantillonnage (localisation et limites), une brève description de l'habitat pour chaque site d'échantillonnage (et de préférence des photographies), des exemplaires des formulaires et des instructions, un exemplaire de l'ensemble de données versé dans eBird, les explications de tous les codes utilisés pour les observateurs et les endroits ainsi que des exemplaires de tous les rapports portant sur le projet. Ces documents permettront de reproduire avec exactitude le cadre d'échantillonnage si l'on répète le projet, de sorte que les résultats obtenus lors des différentes périodes d'échantillonnage seront comparables.
- Envisager de poursuivre la **collecte de données** de façon non systématique après la fin du projet ou d'élaborer des projets de suivi pour examiner toute question particulière éventuellement soulevée par les résultats du premier projet.

2.4 Conception du projet

La présente section décrit plusieurs options relatives à l'élaboration de plans d'échantillonnage pour les relevés effectués à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification. Ces options peuvent différer quant au degré d'attention apporté à l'échantillonnage spatial et temporel et, par conséquent, quant à la qualité de l'information qui peut être recueillie. Il n'est pas recommandé de s'appuyer sur un échantillonnage non systématique où l'organisateur se contenterait d'imprimer des listes de vérification et des instructions, de les distribuer aux ornithologues amateurs qui visitent la zone visée et de colliger tous les résultats qu'il reçoit. Même si l'on peut recueillir ainsi un grand nombre de listes de vérification, il est probable que les données proviendront uniquement d'un ou de quelques endroits populaires de la zone visée, visités à des moments de l'année où la plupart des oiseaux sont présents. Bien que l'on puisse en fin de compte dresser une liste assez complète des espèces en utilisant ce genre d'approche, il sera impossible d'interpréter les données quant à l'abondance relative ou aux changements en fonction du temps dans l'ensemble de la zone d'étude. Même dans le cas des endroits qui sont visités le plus souvent, les données recueillies selon cette approche pourraient ne permettre que de faibles inférences.

Un relevé effectué à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification doit plutôt être réalisé selon un plan d'échantillonnage spatial et temporel préparé avec soin. Certaines options sont présentées ci-après, allant sous chaque rubrique des méthodes les plus élémentaires aux meilleures méthodes. Parallèlement à une augmentation de la qualité des données de la première option à la dernière, le plan devient légèrement plus complexe, nécessite davantage d'instructions pour les bénévoles et risque d'amener une diminution du nombre de bénévoles intéressés à participer au projet. Cependant, la qualité des observateurs qui participeront à ces relevés plus complexes pourrait être plus élevée, parce que les ornithologues amateurs moins compétents sont moins susceptibles de s'inscrire à un projet qui semble « officiel » et qui exige que l'on respecte certaines règles concernant l'endroit et le moment où il faut compter les oiseaux. Plus l'engagement à recueillir des données utiles devient important, plus le recrutement d'observateurs pour assurer une couverture régulière pendant toute la durée du projet prend de l'importance.

Encadré 2.3. Plan d'échantillonnage pour les relevés effectués à des sites particuliers à l'aide d'une liste de vérification

- Choix des lieux d'échantillonnage
- Détermination du nombre de lieux d'échantillonnage
- Détermination de la durée de chaque dénombrement
- Détermination de la fréquence des visites

2.4.1 Lieux d'échantillonnage

Option 1 – Choisir dans la zone d'étude des endroits populaires pour l'observation des oiseaux qui sont faciles à distinguer les uns des autres, dont les limites peuvent être définies

et d'une taille permettant de les parcourir à pied en une heure ou moins approximativement (pas plus qu'environ 3 km^2). Ces endroits peuvent être hétérogènes, l'un pouvant être un lieu d'observation de la sauvagine et d'autres un marais, un boisé ou un sentier. Définir les limites de chaque lieu d'échantillonnage en utilisant des repères visibles chaque fois que c'est possible (p. ex. « la station 1 s'étend depuis le bord de l'eau jusqu'au bout du champ vers le nord et est bordée à l'ouest et au sud par un chemin de terre »). Les résultats provenant d'une série d'endroits d'observation populaires ne seront probablement pas représentatifs de l'ensemble de la zone d'étude (à moins que cette dernière soit si petite que toutes ses parties sont couvertes par l'échantillonnage) mais, combinés à un bon échantillonnage temporel, ils peuvent être acceptables pour les lieux échantillonnés eux-mêmes.

Option 2 – Diviser la zone d'étude en deux à six segments ou « strates » (p. ex. quatre parties égales, zones entourant des chemins d'accès distincts, secteurs présentant des habitats ou des topographies assez différents). Dans chaque strate, choisir un ou plusieurs endroits accessibles comme stations d'échantillonnage. Cette procédure permet de s'assurer que les sites d'échantillonnage sont répartis dans toute la zone visée. Dans la mesure du possible, essayer de choisir des endroits représentatifs de la totalité de la strate. Si les lieux d'échantillonnage sont spéciaux (p. ex. un marais dans un boisé ou un sentier traversant un boisé entouré de champs), il est possible que les résultats soient à peine plus représentatifs de l'ensemble de la zone d'étude que si l'on utilise la première option décrite ci-dessus. Cependant, si les sites d'échantillonnage sont similaires aux autres parties de la strate dont ils font partie et s'ils ont à peu près tous la même dimension, les résultats pourraient refléter raisonnablement bien la situation des oiseaux dans l'ensemble de la zone d'étude.

Option 3 – Diviser la zone d'étude en strates comme il est expliqué ci-dessus (Option 2). Choisir des lieux d'échantillonnage dans chaque strate d'une manière aléatoire ou systématique (voir l'annexe 3). Définir une taille standard pour les parcelles d'échantillonnage, taille pouvant permettre de parcourir toute la parcelle en 1 à 4 heures dans le cadre d'une recherche par secteur. Si l'on prévoit faire un échantillonnage à seulement un ou deux sites dans chaque strate de la zone visée, la répartition des sites ne sera peut-être pas très différente de celle qu'on obtiendrait avec la deuxième option (ci-dessus). Toutefois, le fait de déterminer une dimension standard se traduira par un effort plus uniforme à chaque site d'échantillonnage et par une plus grande comparabilité des dénombrements effectués à différentes périodes. Les parcelles devraient être marquées à l'aide de drapeaux ou autrement pour que leurs limites soient bien visibles pour les observateurs.

2.4.2 Nombre de lieux d'échantillonnage

Option 1 – Si l'objectif est de surveiller la situation des oiseaux dans les lieux d'échantillonnage eux-mêmes, la question du nombre de lieux d'échantillonnage ne se pose pas.

Option 2 – Si l'objectif est de déterminer la situation des oiseaux dans la totalité d'une zone d'étude d'une superficie plus grande que la somme des superficies des lieux d'échantillonnage, alors le principe de base devrait être de visiter autant de lieux d'échantillonnage que possible, couvrant de nombreuses parties de la zone totale. En général, une collecte de données dans un plus grand nombre d'endroits sera plus utile que la collecte d'un plus grand nombre de données à un moins grand nombre d'endroits. Cependant, le nombre de lieux

d'échantillonnage ciblés doit respecter un équilibre réaliste entre divers facteurs, notamment la taille de la zone d'étude, le nombre de participants, le degré de compétence et d'engagement des participants et l'accessibilité des lieux d'échantillonnage.

2.4.3 Durée des dénombrements

Option 1 – Laisser les observateurs visiter les lieux d'échantillonnage aussi longtemps qu'ils le désirent, en tout temps de la journée, en leur demandant seulement de faire parvenir une seule liste de vérification pour chaque journée d'observation dans un lieu d'échantillonnage.

Option 2 – Demander aux participants de parcourir systématiquement le lieu d'échantillonnage à un rythme régulier, mais en les autorisant à s'arrêter ou à faire un détour pour identifier un individu insaisissable. Proposer une période maximale généreuse pendant laquelle il devrait être possible de parcourir chaque lieu d'échantillonnage, même très lentement (p. ex. 1 heure pour la station 1, 20 minutes pour la station 2, 4 heures pour le sentier X). Demander de faire les observations au moment de la journée où les oiseaux sont les plus actifs (habituellement avant midi).

Option 3 – Les lieux d'échantillonnage étant d'une taille standard, préciser une période d'échantillonnage standard (p. ex. de 20 à 30 minutes par endroit). Fixer la durée de la période standard de façon à permettre une bonne couverture dans des conditions normales à un rythme régulier, mais en autorisant des arrêts ou des détours pour l'identification d'oiseaux insaisissables. Préciser à quel moment de la journée les dénombrements doivent s'effectuer.

2.4.4 Fréquence des visites

Option 1 – Fixer un nombre cible de listes de vérification pour chacune des saisons auxquelles le relevé s'intéresse. Par exemple, l'objectif pourrait être de recueillir sur toute la durée du projet 25 listes de vérification (provenant de l'ensemble des observateurs) par lieu d'échantillonnage pour chaque saison. Le nombre fixé doit être fondé sur des attentes réalistes, compte tenu du nombre de participants, de la distance qu'ils doivent parcourir pour participer au projet, de la durée du projet, etc.

Option 2 – Préciser le nombre de listes de vérification ciblé à partir du nombre requis pour l'atteinte des objectifs du relevé, en étant conscient des efforts d'organisation nécessaires pour atteindre le nombre ciblé et de la possibilité d'avoir à rémunérer des employés pour combler les lacunes. On peut, par exemple, fixer des fréquences cibles distinctes à l'intérieur des saisons (p. ex. pour l'ensemble des observateurs, un total pour chaque station de 10 listes dans chaque mois d'hiver, de 10 listes par semaine pendant la période de migration et de 10 listes par mois pendant la saison de reproduction). On s'assurera ainsi d'un échantillonnage temporel mieux réparti, qui donnera une meilleure idée des fluctuations saisonnières et du calendrier des déplacements des oiseaux.

Option 3 – Comme ci-dessus, mais fixer des objectifs quant au nombre de listes de vérification à recueillir pour chaque période à l'intérieur de chaque année (pas seulement sur la durée entière du relevé). Cette méthode peut fournir des indications sur la variation annuelle.

2.5 Gestion des données

Vous pouvez utiliser le site Web de eBird (annexe 1) pour la gestion des données d'un projet particulier. La façon de procéder la plus facile est que l'organisateur s'inscrive sur le site Web de eBird et qu'il y inscrive chacune des parcelles d'échantillonnage du relevé comme « hotspot » (lieu d'observation). L'organisateur s'inscrit ensuite à répétition sur le site Web en donnant à chaque fois un nouveau nom d'utilisateur et un nouveau mot de passe. Il attribue ensuite chacune de ces « identités » aux différents participants au relevé; chaque participant utilisera le nom d'utilisateur et le mot de passe qui lui ont été attribués pour entrer dans le site Web et y saisir les données concernant les lieux d'observation qu'il a visités. Toute personne qui utilise eBird, qu'elle participe ou non au relevé, peut fournir les observations qu'elle a faites dans n'importe quel lieu d'observation, et n'importe qui peut consulter le sommaire des données globales de chacun des lieux d'observation. Toutefois, l'organisateur peut, de son côté, accéder aux données qui ont été saisies uniquement par les participants au projet (en utilisant leurs noms d'utilisateur et leurs mots de passe). De plus, l'organisateur peut demander aux gestionnaires de eBird de lui fournir les données globales pour l'ensemble des « identités » inscrites sous son nom.

Grâce à cette utilisation de eBird, l'organisateur n'a pas besoin d'élaborer un système de saisie des données ou de gestion de la base de données, les observateurs saisissent leurs propres données, la base de données sert d'archives à long terme et toutes les données deviennent automatiquement partie intégrante de la base de données continentale de eBird, et peuvent ainsi être utilisées par d'autres. Par le biais de négociations avec les gestionnaires de eBird, il est possible de convenir d'arrangements plus complexes et adaptés au projet, si besoin est.

Ouvrages cités

BART, J., et S.L. EARNST. 2002. Double sampling to estimate bird density and population trends. Auk 119: 36–45.

BART, J., C. KEPLER, P. SYKES et C. BOCETTI. 1999. Evaluation of mist-net sampling as an index to productivity in Kirtland's warblers. Auk 116: 1147–1151.

BART, J., K.P. BURNHAM, E.H. DUNN, C.M. FRANCIS et C.J. RALPH. 2004**.** Goals and strategies for estimating trends in landbird abundance. J. Wildl. Manage. 68: 611–626.

BIBBY, C.J., N.D. BURGESS et D.A. HILL. 1992. Bird census techniques. Academic Press, Londres.

BUCKLAND, S.T., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, J.L. LAAKE, D.L. BORCHERS ET L. THOMAS. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of animal populations. Oxford University Press, New York.

BUFORD, E.W., D.E. CAPEN et B.K. WILLIAMS. 1996. Distance sampling to estimate fledgling brood density of forest birds. Can. Field-Nat. 110: 642–648.

COCHRAN, W.G. 1977. Sampling techniques. 3e éd. John Wiley and Sons, New York.

DALE, B.C., P.A. MARTIN et P.S. TAYLOR. 1997. Effects of hay management on grassland songbirds in Saskatchewan. Wildl. Soc. Bull. 25: 616–626.

DEBACKER, M.D., B. WITCHER et J.R. BOETSCH. 2002. Data management plan: Prairie Cluster Prototype Long-Term Ecological Monitoring Program. National Park Service, U.S. Department of the Interior, Republic, Missouri. 56 pp. (consultable à http://science.nature.nps.gov/im/monitor/networks/PrairieClusterDMP.pdf).

DECECCO, J.A., M.R. MARSHALL, A.B. WILLIAMS, G.G. GALE et R.J. COOPER. 2000. Comparative seasonal fecundity of four Neotropical migrants in middle Appalachia. Condor 102: 653–663.

DESANTE, D.F. 1981. A field test of the variable circular-plot technique in a California coastal shrub breeding bird community. Pages 177–185 *in* C.J. Ralph et J.M. Scott (dir.), Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6. Cooper Ornithological Society.

DIEFENBACH, D.R., D.W. BRAUNING et J.A. MATTICE. 2003. Variability in grassland bird counts related to observer differences and species detection rates. Auk 120: 1168–1179.

DIENI, J.S., et S.L. JONES. 2002. A field test of the area search method for measuring breeding bird populations. J. Field Ornithol. 73: 253–256.

DOBKIN, D.S., et A.C. RICH. 1998. Comparison of line-transect, spot-map and point-count surveys for birds in riparian habitats of the Great Basin. J. Field Ornithol. 69: 430–443.

DROEGE, S., A. CYR et J. LARIVÉE. 1998. Checklists: an under-used tool for the inventory and monitoring of plants and animals. Conserv. Biol. 12: 1134–1138.

DUNN, E.H. 1995. Recommended methods for regional checklist programs. Rapport inédit du North American Migration Monitoring Council. 12 pp. (consultable à http://www.fs.fed.us/psw/topics/wildlife/birdmon/pif/ext_prot.html).

DUNN, E.H., et C.J. RALPH. 2004. The use of mist nets as a tool for bird population monitoring. Pages 1–6 *in* C.J. Ralph et E.H. Dunn (dir.), Monitoring bird populations using mist nets. Studies in Avian Biology 29. Cooper Ornithological Society.

ELLINGSON, A.R., et P.M. LUKACS. 2003. Improving methods for regional landbird monitoring: a reply to Hutto and Young. Wildl. Soc. Bull. 31: 896–902.

FANCY, S.G. 2000. Guidance for the design of sampling schemes for inventory and monitoring of biological resources in national parks. Inventory and Monitoring Program, National Park Service, U.S. Department of the Interior, Fort Collins, Colorado (consultable à http://science.nature.nps.gov/im/monitor/docs/nps_sg.doc).

FANCY, S.G., et J.R. SAUER. 2000. Recommended methods for inventorying and monitoring landbirds in national parks. Inventory and Monitoring Program, National Park Service, U.S. Department of the Interior, Fort Collins, Colorado; et Patuxent Wildlife Research Center, Biological Resources Discipline, U.S. Geological Survey, Laurel, Maryland (consultable à http://science.nature.nps.gov/im/monitor/protocols/npsbird.doc).

FARNSWORTH, G.L., K.H. POLLOCK, J.D. NICHOLS, T.R. SIMONS, J.E. HINES et J.R. SAUER. 2002. A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. Auk 119: 414–425.

HAMEL, P.B., W.P. SMITH, D.J. TWEDT, J.R. WOEHR, E. MORRIS, R.B. HAMILTON et R.J. COOPER. 1996. A land manager's guide to point counts of birds in the Southeast. General Technical Report SO-120. Southern Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Asheville, Caroline du Nord (consultable à http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/viewpub.jsp?index=1594).

HANOWSKI, J.M., et G.J. NIEMI. 1995. Experimental design considerations for establishing an off-road habitat-specific bird monitoring program using point-counts. Pages 145–150 *in* C.J. Ralph, J.R. Sauer et S. Droege (dir.), Monitoring birds by point counts. General Technical Report PSW-GTR-149. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, Californie.

HANOWSKI, J.M., G.J. NIEMI et J.G. BLACKE. 1990. Statistical perspectives and experimental design when counting birds on line transects. Condor 92: 326–335.

HOBSON, K.A., R.S. REMPEL, H. GREENWOOD, B. TURNBULL et S.L. VAN WILGENBURG. 2002. Acoustic surveys of birds using electronic recordings: new potential from an omnidirectional microphone system. Wildl. Soc. Bull. 30: 709–720.

HOWELL, C.A., P.A. PORNELUZI, R.L. CLAWSON et J. FAABORG. 2004. Breeding density affects point-count accuracy in Missouri forest birds. J. Field Ornithol. 75: 123–133.

HUFF, M.H., K.A. BETTINGER, H.L. FERGUSON, M.J. BROWN et B. ALTMAN. 2000. A habitat-based point-count protocol for terrestrial birds, emphasizing Washington and Oregon. General Technical Report PNW-GTR-501. Pacific Northwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Portland, Oregon (consultable à http://www.fs.fed.us/pnw/bird-populations/index.htm).

HUSSELL, D.J.T., et C.J. RALPH. 1998. Recommended methods for monitoring bird populations by counting and capture of migrants. Rapport inédit du North American Migration Monitoring Council (consultable à http://www.fs.fed.us/psw/topics/wildlife/birdmon/pif/migmon.html).

HUTTO, R.L., et J.S. YOUNG. 2002. Regional landbird monitoring: perspectives from the Northern Rocky Mountains. Wildl. Soc. Bull. 30: 738–758.

HUTTO, R.L., et J.S. YOUNG. 2003. On the design of monitoring programs and the use of population indices: a reply to Ellingson and Lukacs. Wildl. Soc. Bull. 31: 903–910.

LAUGHLIN, S.B., J.R. CARROLL et S.M. SUTCLIFFE. 1990. Standardized breeding criteria codes: Recommendations for North American breeding bird atlas projects, *in* Handbook for atlasing North American breeding birds. North American Ornithological Atlas Committee (consultable à http://www.americanbirding.org/norac/atlascodes.htm).

MANLEY, P. 1992. USDA Forest Service goals and programs for monitoring neotropical migratory birds. Pages 252–257 *in* D.M. Finch et P.W. Stangel (dir.), Status and management of neotropical migratory birds. General Technical Report RM-GTR-229. Rocky Mountain Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Fort Collins, Colorado.

MARTIN, T.E., et G.R. GEUPEL. 1993. Nest-monitoring plots: methods for locating nests and monitoring success. J. Field Ornithol. 64: 507–519.

MCCALLUM, D.A. 2005. A conceptual guide to detection probability for point counts and other count-based survey methods. Pages 712–717 *in* C.J. Ralph et T.D. Rich (dir.), Bird conservation implementation and integration in the Americas: Proceedings of the 3rd International Partners in Flight Conference 2002. Volume 2. General Technical Report PSW-GTR-191. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, Californie (consultable à http://www.fs.fed.us/PSW/publications/documents/PSW_gtr191/Asilomar/pdfs/754-761.pdf).

NELSON, J.T., et S.G. FANCY. 1999. A test of the variable circular-plot method where exact density of a bird population was known. Pac. Conserv. Biol. 5: 139–143.

NICHOLS, J.D. 2000. Monitoring is not enough: On the need for a model-based approach to migratory bird management. Pages 121–123 *in* R. Bonney, D.N. Pashley et R.J. Cooper (dir.), Strategies for bird conservation: the Partners in Flight planning process. Proceedings RMRS-P-16. Rocky Mountain Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Ogden, Utah (consultable à http://birds.cornell.edu/pifcapemay/nichols.htm).

NICHOLS, J.D., et M.J. CONROY. 1996. Estimation of species richness. Pages 226–234 *in* D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran et M.S. Foster (dir.), Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

NICHOLS, J.D., J.E. HINES, J.R. SAUER, F.W. FALLON, J.E. FALLON et P.J. HEGLUND. 2000. A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. Auk 117: 393–408.

NORTH AMERICAN BANDING COUNCIL. 2001a. The North American banders' study guide. (Aller à http://www.nabanding.net/nabanding/pubs.html pour demander un exemplaire.)

NORTH AMERICAN BANDING COUNCIL. 2001b. The North American banders' manual for banding passerines and near passerines (excluding hummingbirds and owls). (Aller à http://www.nabanding.net/nabanding/pubs.html pour demander un exemplaire.)

NORVELL, R.E., F.P. HOWE et J.R. PARRISH. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. Auk 120: 1013–1028.

NUR, N., et G.R. GEUPEL. 1993. Evaluation of mist-netting, nest-searching, and other methods for monitoring demographic processes in landbird populations. Pages 237–244 *in* D.M. Finch et P.W. Stangel (dir.), Status and management of neotropical migratory birds. General Technical Report RM-GTR-229. Rocky Mountain Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Fort Collins, Colorado.

NUR, N., G.R. GEUPEL et G. BALLARD. 2004. Estimates of adult survival, capture probability and recapture probability: evaluating and validating constant effort mist netting. Pages 63–70 *in* C.J. Ralph et E.H. Dunn (dir.), Monitoring bird populations using mist nets. Studies in Avian Biology 29. Cooper Ornithological Society.

OAKLEY, K.L., L.P. THOMAS et S.G. FANCY. 2003. Guidelines for long-term monitoring protocols. Wildl. Soc. Bull. 31: 1000–1003.

OELKE, H. 1981. Limitations of the mapping method. Pages 114–118 *in* C.J. Ralph et J.M. Scott (dir.), Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6. Cooper Ornithological Society.

PAGEN, R.W., F.R. THOMPSON III et D.E. BURHANS. 2002. A comparison of point-count and mist-net detections of songbirds by habitat and time-of-season. J. Field Ornithol. 73: 53–59.

PRENZLOW, J.R., et D.M. LOVVORN. 1996. Evaluation of visibility correction factors for waterfowl surveys in Wyoming. J. Wildl. Manage. 60: 286–297.

RALPH, C.J., et E.H. DUNN (dir.). 2004. Monitoring bird populations using mist nets. Studies in Avian Biology 29. Cooper Ornithological Society.

RALPH, C.J., J.R. SAUER et S. DROEGE (dir.). 1995a. Monitoring bird populations by point counts. General Technical Report PSW-GTR-149. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, Californie. 187 pp. (consultable à http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/viewpub.jsp?index=3648).

RALPH, C.J., J.R. SAUER et S. DROEGE. 1995b. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. Pages 161–168 *in* C.J. Ralph, J.R. Sauer et S. Droege (dir.), Monitoring bird populations by point counts. General Technical Report PSW-GTR-149. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, Californie (consultable à http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/viewpub.jsp?index=3648).

RALPH, C.J., K. HOLLINGER et S.L. MILLER. 2004. Monitoring productivity with multiple mist-net stations. Pages 12-20 *in* C.J. Ralph et E.H. Dunn (dir.), Monitoring bird populations using mist nets. Studies in Avian Biology 29. Cooper Ornithological Society.

ROBBINS, C.S., et P.H. GEISSLER. 1990. Survey methods and mapping grids, *in* C.R. Smith (dir.), Handbook for atlasing North American breeding birds. North American Ornithological Atlas Committee, American Birding Association, Inc., Colorado Springs, Colorado (consultable à http://www.americanbirding.org/norac/atlassurv.htm).

ROSENSTOCK, S.S., D.R. ANDERSON, K.M. GIESEN, T. LEUKERING et M.F. CARTER. 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. Auk 119: 46–53.

SAUER, J.R., et W.A. LINK. 2004. Some consequences of using counts of birds banded as indices to populations. Pages 168–172 *in* C.J. Ralph et E.H. Dunn (dir.), Monitoring bird populations using mist nets. Studies in Avian Biology 29. Cooper Ornithological Society.

SAUER, J.R., B.G. PETERJOHN et W.A. LINK. 1994. Observer differences in the North American Breeding Bird Survey. Auk 111: 50–62.

SCOTT, J.M., F.L. RAMSEY et C.B. KEPLER. 1981. Distance estimation as a variable in estimating bird numbers. Pages 334–340 *in* C.J. Ralph et J.M. Scott (dir.), Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6. Cooper Ornithological Society.

SLIWA, A., et T.W. SHERRY. 1992. Surveying wintering warbler populations in Jamaica: point counts with and without broadcast vocalizations. Condor 94: 924–936.

SMITH, C.R. (dir.). 1990. Handbook for atlasing North American breeding birds. American Birding Association, Inc., Colorado Springs, Colorado (consultable à http://www.americanbirding.org/norac/index.html).

SMITH, W.P., et D.J. TWEDT. 1999. Temporal differences in point counts of bottomland forest landbirds. Wilson Bull. 111: 139–143.

SWANSON, S.A., et D.A. NIGRO. 2003. A breeding landbird inventory of Yukon-Charley Rivers National Preserve, Alaska, June 1999 and 2000. Rapport final. Report YUCH-03-01. National Park Service, U.S. Department of the Interior, Fairbanks, Alaska. 213 pp. (consultable à http://www1.nature.nps.gov/im/units/cakn/Documents/YUCH_AvianInventory.pdf).

THOMAS, L., et C.J. KREBS. 1997. A review of statistical power analysis software. Bull. Ecol. Soc. Am. 78: 126–139 (consultable à http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/power.html).

THOMPSON, F.R., III, D.E. BURHANS et B. ROOT. 2002. Effects of point count protocol on bird abundance and variability estimates and power to detect population trends. J. Field Ornithol. 73: 141–150.

THOMPSON, W.L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. Auk 119: 18–25.

URQUHART, N.S., et T.M. KINCAID. 1999. Designs for detecting trend from repeated surveys of ecological resources. J. Agric. Biol. Environ. Stat. 4: 404–414.

VAN VELZEN, W.T. 1972. Breeding bird census instructions. Am. Birds 26: 1007–1010.

VERNER, J., et K.A. MILNE. 1990. Analyst and observer variability in density estimates from spot mapping. Condor 92: 313–325.

VICKERY, P.D., M.L. HUNTER JR. et J.V. WELLS. 1992. Use of a new reproductive index to evaluate relationship between habitat quality and breeding success. Auk 109: 697–705.

WALTERS, C.J. 1986. Adaptive management of renewable resources. MacMillan, New York.

Annexe 1. Ressources accessibles sur Internet[1]

American Birding Association, répertoire des possibilités offertes aux ornithologues amateurs, Colorado Springs, Colorado :
http://americanbirding.org/opps

Bird Point Count Database, Patuxent Wildlife Research Center, U.S. Geological Survey, Laurel, Maryland :
http://www.pwrc.usgs.gov/point/help/index.cfm

Breeding Biology Research & Monitoring Database (BBIRD), Montana Cooperative Wildlife Research Unit, University of Montana :
http://pica.wru.umt.edu/bbird/info.htm

Breeding Bird Census (BBC), Patuxent Wildlife Research Center, U.S. Geological Survey, Laurel, Maryland :
http://www.pwrc.usgs.gov/birds/bbc.html

Christmas Bird Count (Recensement des oiseaux de Noël), National Audubon Society, New York :
http://www.audubon.org/bird/cbc

eBird, National Audubon Society et Cornell Lab of Ornithology :
http://www.ebird.org/content

Effort Predictor V1.0, Spatial Information Research Centre, University of Otago, Dunedin, Nouvelle-Zélande :
http://divcom.otago.ac.nz/sirc/peterw/effort.html

Monitoring Avian Productivity and Survivorship (MAPS) Program, (Programme de surveillance de la productivité et de la survie des oiseaux), Institute for Bird Populations :
http://www.birdpop.org/maps.htm

Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (Breeding Bird Survey - BBS), Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) et Patuxent Wildlife Research Center, U.S. Geological Survey, Laurel, Maryland :
http://www.pwrc.usgs.gov/bbs

U.S. National Park Service Inventory and Monitoring Program :
http://science.nature.nps.gov/im

[1] Les adresses Internet correspondant aux ouvrages cités sont fournies dans la section « Ouvrages cités ». Toutes les adresses URL des sites Web étaient exactes en novembre 2005.

Annexe 2. Programmes de surveillance à grande échelle auxquels les bénévoles peuvent fournir des données recueillies à des sites de leur choix

Participer à des activités de surveillance utiles ajoute au plaisir de l'ornithologue amateur et c'est pourquoi bien des gens désirent participer à la surveillance des populations d'oiseaux dans leur région. Cependant, ces personnes ne sont pas toutes intéressées à concevoir ou à réaliser leur propre relevé. La solution idéale consiste à prendre part à l'un des nombreux relevés coopératifs auxquels il est possible de communiquer des données provenant d'un site choisi par l'observateur. Ces programmes comprennent un large éventail d'études, allant de celles qui ont pour but de détecter la présence d'espèces à celles consistant en des dénombrements dont l'objectif est de déterminer le succès de la reproduction. Certains projets sont menés à l'échelle de l'Amérique du Nord et d'autres à l'échelle régionale. Les compétences requises vont de celles d'un débutant à celles d'un spécialiste, selon le programme visé, et la participation peut se limiter à une seule journée d'observation ou impliquer un effort intensif.

Le site Web de l'American Birding Association (annexe 1) donne une liste complète de plus de 600 projets d'ornithologie faisant appel à des bénévoles, avec des détails sur les objectifs des relevés, le niveau de compétence requis, le temps à y consacrer et des liens hyper-textes vers les sites Web des projets. L'encadré A.1 présente un bref aperçu des relevés à grande échelle auxquels les observateurs peuvent fournir des données recueillies à un endroit de leur choix. Des dizaines d'autres projets régionaux sont également décrits sur le site Web.

L'un des plus importants programmes coopératifs de surveillance de l'Amérique du Nord, dont les données sont largement utilisées aux fins de conservation et de recherche, est le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS; annexe 1). Ce relevé n'est pas inscrit dans l'encadré parce que les parcours de relevé sont présélectionnés par les organisateurs. Les observateurs peuvent choisir parmi les parcours disponibles, mais ils ne peuvent pas participer au relevé en choisissant eux-mêmes leur trajet. C'est en partie parce que ce relevé est réalisé selon un plan d'échantillonnage représentatif qu'il est si précieux. Néanmoins, les observateurs intéressés peuvent communiquer avec les compilateurs de leur région afin de vérifier s'il y a des parcours pour lesquels on a besoin d'observateurs à proximité de leur domicile.

Un autre programme coopératif populaire non inscrit dans l'encadré A.1 est le Recensement des oiseaux de Noël (annexe 1). Il existe près de 2000 sites d'échantillonnage et les personnes qui veulent participer à ce recensement peuvent habituellement trouver un cercle d'échantillonnage qui se trouve assez près de leurs lieux d'observation favoris. De nouveaux cercles peuvent également être établis si le participant consent aussi à assumer certaines responsabilités organisationnelles. Les ornithologues amateurs qui veulent participer à des programmes de surveillance et qui ne tiennent pas à limiter leurs activités d'observation à un endroit particulier sont fortement invités à examiner la possibilité de participer à ces programmes.

Les lecteurs du présent document se demanderont peut-être s'il vaut la peine de faire parvenir des données aux nombreux relevés coopératifs où les observateurs peuvent choisir leur propre lieu d'échantillonnage, étant donné que ces lieux ne seront habituellement pas

représentatifs de l'ensemble du paysage (voir la partie 1). Bien que ces études puissent être moins puissantes que les études exécutées selon un plan, elles sont en fait utiles à bien des fins. Ce type de données convient bien à l'étude des changements dans l'aire de répartition des espèces à de grandes échelles géographiques. De plus, le regroupement des données de dénombrements provenant d'un grand nombre d'endroits permet que la majeure partie du paysage soit effectivement représentée, et certaines des lacunes dans l'échantillonnage peuvent être corrigées au moyen d'analyses (comme la stratification des milieux *a posteriori*). Enfin, si les mêmes endroits sont visités à plusieurs reprises, alors les tendances des populations reflèteront les changements pour l'ensemble des endroits regroupés, même si ce n'est pas pour la totalité de la zone d'étude. Ce résultat peut être précieux en soi (p. ex. en faisant ressortir le déclin d'une espèce aux mangeoires d'une banlieue ou la diminution de l'abondance d'espèces rencontrées dans une aire protégée) et contribuer à orienter les recherches visant à confirmer les tendances.

Encadré A.1. Aperçu des relevés coopératifs de surveillance pour l'Amérique du Nord auxquels les participants peuvent fournir des données recueillies à un site de leur choix

Répartition des espèces et calendrier de présence :

- eBird (relevé par listes de vérification, nécessite un accès à Internet)
- Great Backyard Bird Count (relevé par listes de vérification effectué une fois par année, nécessite un accès à Internet)
- Projet Tournesol (surveillance aux mangeoires)

Succès de la reproduction :

- MAPS (Monitoring Avian Productivity and Survivorship; nécessite un permis de baguage)
- Bird House Network (surveillance de nichoirs)
- Programme de suivi des oiseaux nicheurs (recherche de nids, Canada)

Relevés axés sur des espèces ou des habitats (certains sites ne conviennent pas) :

- Programme de surveillance des marais
- A Swift Night Out (Martinet ramoneur)
- Project MartinWatch (Hirondelle noire)
- Project Pigeon Watch
- Urban Bird Studies
- Golden-winged Warbler Atlas Project (Paruline à ailes dorées)

On peut trouver des détails sur ces projets et d'autres initiatives sur le site Web de l'American Birding Association (annexe 1).

Annexe 3. Méthodes pratiques pour la sélection des stations d'échantillonnage dans des strates

Dans la présente annexe, nous décrivons des méthodes simples pour la sélection de stations d'échantillonnage qui seront représentatives de la totalité de la zone d'étude. Il faudra chercher à obtenir des conseils plus élaborés dans le cas des plans d'échantillonnage complexes, mais les techniques décrites ci-après seront suffisantes pour de nombreux relevés.

Échantillonnage systématique

Nous recommandons de choisir les stations d'échantillonnage d'une façon systématique. Cette méthode divise la zone à échantillonner en unités égales et l'on choisit une station d'échantillonnage pour chaque unité. Délimiter le contour de la zone d'étude (ou de la strate) sur une carte et dessiner un rectangle autour. Ce rectangle devrait être orienté de façon à ce toute la zone soit comprise dans un rectangle aussi petit que possible. Pour faciliter la présente explication, on supposera que les côtés du rectangle sont orientés est-ouest et nord-sud. Choisir deux nombres aléatoires correspondant à une distance vers l'est et vers le nord à partir de l'angle sud-ouest du rectangle (p. ex. 12 cm vers l'est et 5 cm vers le nord). On peut procéder par tirage en inscrivant sur des morceaux de papier les différentes distances unitaires s'étendant le long des côtés du rectangle (p. ex. 1 cm, 2 cm, 3 cm) et en pigeant au hasard un des papiers après les avoir mélangés dans un contenant. (Remettre dans le contenant le papier pigé avant le tirage du deuxième papier.) Si la strate à échantillonner est de forme irrégulière, le point obtenu ne se trouvera peut-être pas dans les limites de la zone. Même dans ce cas, procéder de la façon décrite ci-après et, à la fin, rejeter tout point qui se trouve hors des limites de la zone d'étude.

Après avoir choisi le point aléatoire de la façon susmentionnée, dessiner à l'aide de la formule ci-dessous une grille rectangulaire régulière avec ce point à l'une des intersections de la grille. Chaque intersection correspondra à l'emplacement d'une station d'échantillonnage. L'intervalle de quadrillage dans les directions est-ouest et nord-sud doit être calculé selon la formule suivante :

$$g = \sqrt{A / n}$$

dans laquelle A est la superficie totale de la strate et n le nombre d'échantillons. Par exemple, si la superficie de la strate est de 100 ha et que l'on veut 50 échantillons, on obtiendra un intervalle de quadrillage de 141 m, pour des mailles d'une superficie de 2 ha (141 m x 141 m). Cette façon de choisir l'espacement entre les échantillons fonctionnera si la longueur et la largeur de la zone sont comparables. Dans le cas de zones longues et étroites, comme la vallée d'une rivière, il faudra peut-être modifier l'espacement pour qu'un nombre suffisant de points tombent dans les limites de la zone.

Échantillonnage aléatoire

Une autre approche consiste à choisir les stations d'échantillonnage de façon aléatoire. Choisir au hasard les points de la façon expliquée ci-dessus (toujours en replaçant le papier

dans le contenant après le tirage) jusqu'à ce que le nombre de stations nécessaires ait été choisi. Bien qu'idéal sur le plan statistique, l'échantillonnage aléatoire peut souvent s'avérer inefficace. Certaines stations d'échantillonnage peuvent se trouver isolées du reste de l'échantillonnage, de sorte qu'il faudra consacrer beaucoup de temps aux déplacements entre les stations et qu'un observateur ne pourra visiter que quelques stations en une journée. À l'opposé, l'échantillonnage complètement aléatoire peut donner des groupements de stations d'échantillonnage qui ne sont pas représentatifs de l'ensemble de la région, en particulier si celle-ci est hétérogène. Aux grandes échelles géographiques, tous les habitats seront susceptibles d'être échantillonnés quelque part mais, dans les petites zones, il est tout à fait possible que l'échantillonnage aléatoire entraîne l'exclusion d'habitats importants.

Quelle que soit la méthode de sélection aléatoire des stations, une partie d'entre elles peuvent se trouver à proximité d'une limite, de sorte que certains des oiseaux dénombrés à cet endroit se trouveraient en fait en dehors de la zone. Dans ce cas, la meilleure solution consiste à éloigner cette station de la limite juste assez pour que tous les oiseaux détectés se trouvent entièrement dans la zone d'étude (p. ex. à 100 m de la limite dans le cas d'un dénombrement ponctuel dans un rayon fixe de 100 m). Lorsqu'un point sélectionné se trouve au-dessus d'un plan d'eau, on peut soit le déplacer jusqu'à la rive la plus proche, soit le rejeter (choix à privilégier en cas de déplacement important) et sélectionner une nouvelle station d'échantillonnage.

Si les stations d'échantillonnage sont des parcelles plutôt que des stations de dénombrement ponctuel, on peut effectuer la sélection comme ci-dessus, les points obtenus correspondant à un angle déterminé de la parcelle (p. ex. l'angle sud-ouest). De même, si l'on choisit des transects, chaque point sélectionné pourrait être considéré comme le point de départ d'un transect. Dans ce cas, il faut ensuite aussi choisir au hasard la direction du transect à partir de son point de départ. On peut choisir la même direction pour tous les transects ou encore choisir une direction pour chacun des transects séparément.

Ce document est imprimé
sur le papier certifié
par Éco-Logo[M].